

Agustina Cortelezzi - Ilda Entraigas
Fabián Grosman - Ignacio Masson
Editores

Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos



Instituto de Hidrología de Llanuras
Dr. Eduardo Jorge Usunoff

INSTITUTO MULTIDISCIPLINARIO SOBRE
ECOSISTEMAS
Y DESARROLLO SUSTENTABLE



Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos

**Agustina Cortelezzi - Ilda Entraigas
Fabián Grosman - Ignacio Masson**

Editores

2019



**X Congreso de Ecología y Manejo
de Ecosistemas
Acuáticos Pampeanos.
Azul, Buenos Aires, Argentina**

Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos / Agustina Cortelezzi; Ilda Entraigas; Fabián Grosman; compilado por Agustina Cortelezzi; Ilda Entraigas; Fabián Grosman. - 1a ed. - Tandil: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 2019.

LIBRO DIGITAL, PDF

ARCHIVO DIGITAL: DESCARGA Y ONLINE

ISBN 978-950-658-494-8

1. Ecosistema Acuático.
 2. Desarrollo Rural de la Región Pampeana.
 3. Ecología Acuática.
- I. Entraigas, Ilda, comp. II. Grosman, Fabián, comp. III. Título.
CDD 577.6

Diseño y diagramación

Maribel Macchione
Joaquín Chiodi

Cortelezzi, A., I. Entraigas, F. Grosman e I. Masson (eds). 2019. Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos. Azul, Argentina.

ISBN: 978-950-658-494-8

Primera edición noviembre de 2019.

AUSPICIANTES



Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación

Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación



CONICET



CADES

Consejo Asesor para el
Desarrollo de la Educación Superior



COMITÉ ORGANIZADOR

Agustina Cortelezzi

Ilda Entraigas

Fabián Grosman

Ignacio Masson

Darío Vezzani

COMITÉ CIENTÍFICO

Aparicio, Virginia (INTA Balcarce- CIC)
Baigún, Claudio (3iA-UNSAM-CONICET)
Berasain, Gustavo (MAA -GBA)
Bistoni, María (CONICET-UNC)
Canziani, Graciela (ECOSISTEMAS-UNCPBA-CIC)
Cazenave, Jimena (INALI-UNL-CONICET)
Cochoero, Joaquín (ILPLA-UNLP-CONICET)
Colautti, Darío (ILPLA-UNLP-CONICET)
de Cabo, Laura (MACNBR-UBA)
Del Ponti, Omar (UNLPam)
Echaniz, Santiago (UNLPam)
Ferrati, Rosana (ECOSISTEMAS-UNCPBA-CIC)
Gabellone, Néstor (ILPLA-UNLP-CONICET)
García de Souza, Javier (ILPLA-UNLP-CONICET)
Giorgi, Adonis (INEDES-UNLu-CONICET)
Gómez, Nora (ILPLA-UNLP-CONICET)
González Sagrario, M. Ángeles (IIMyC-UNMdP-CONICET)
González Castelain, José- (IHLLA-UNCPBA)
Izaguirre, Irina (UBA-CONICET)
Kandus, Patricia (3iA – UNSAM)
Lavarías, Sabrina (ILPLA-UNLP-CONICET)
Licursi, Magdalena (INALI-UNL-CONICET)
Lo Nostro, Fabiana (CONICET-UBA)
Mancini, Miguel (UNRC)
Marchese, Mercedes (INALI-UNL-CONICET)
Miglioranza, Karina (CONICET-UNMdP)
Minotti, Priscilla (3iA – UNSAM)
Miranda, Leandro (INTECH-UNSAM-CONICET)
Ocón, Carolina S. (ILPLA-UNLP-CONICET)
Peluso, Fabio (IHLLA-CIC-UNCPBA)
Perillo, Gerardo (IADO-UNS-CONICET)
Rodríguez Capítulo, Alberto – (ILPLA-UNLP-CONICET)
Rosso, Juan José (IIMyC-UNMdP-CONICET)
Rumi, Alejandra (UNLP-CONICET)
Scioli, Carlos (UNL)
Volpedo, Alejandra (INPA-UBA-CONICET)
Zimmermann, Erik (UNR-CONICET)

AVALES AL X CONGRESO EMEAP

Asociación Argentina de Limnología
(nota Presidente Dr. Alberto Rodríguez Capítulo).

Facultad de Ciencias Exactas de la UNCPBA
(Res. 311/18).

Declarado de interés comunitario por el
Concejo Deliberante de Azul (Res. nro. 4.296).

Declarado de interés municipal por el ejecutivo
de la Municipalidad de Azul (Dec. 950/19).



ÍNDICE

	Página
Prólogo	17
Consideraciones Pos Congreso	18
Conferencias	
Conferencia 1: Ciencia y territorio: co-generando caminos para la transformación social - <i>Martín Graziano</i>	20
Conferencia 2: Estudio de la contaminación ambiental derivada de las actividades agropecuarias en la región pampásica – <i>Damián J. Marino</i>	23
Conferencia 3: Principales características limnológicas de las lagunas pampeanas en el contexto de un análisis latitudinal de sistemas someros en América del Sur. Proyecto South American Lake Gradient Analysis (SALGA) - <i>Néstor Mazzeo</i>	26
Conferencia 4: La gestión y la ciencia en el manejo de los ecosistemas acuáticos: encuentros, desencuentros y oportunidades – <i>Nora Gómez</i>	27
Conferencia 5: Los sitios demostrativos del Programa de ecohidrología de la UNESCO - <i>Marcelo Gaviño Novillo</i>	29
Mesas Redondas	
Mesa Redonda 1: Conversatorio de saberes	33
Mesa Redonda 2: Vegetación Ribereña y Macrófitas Acuáticas: Usos e implementación para el manejo de ecosistemas acuáticos superficiales y aguas residuales	34
Mesa Redonda 3: Gestión de ecosistemas acuáticos pampeanos	37
Artículos Breves	
EJE TEMÁTICO 1	
ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS	
Respuestas estructurales y dieta de Chironomidae en bañados de desborde fluvial <i>Paula Altieri, Ludmila Rodríguez Catanzaro, Alberto Rodrigues Capítulo, Roberto Jensen y Carolina Ocón</i>	41
Análisis de la influencia de la cosecha de plantaciones de pino y de incendios forestales sobre la comunidad algal de arroyos serranos <i>Melina Aveiro, Luciana Cibils Martina y Romina Príncipe</i>	44
Dieta de <i>Corydoras paleatus</i> en un arroyo pampeano bajo distintos escenarios ambientales <i>Andrea Bertora, María Soledad Fontanarrosa, Fabián Grosman, Pablo Sanzano y Juan José Rosso</i>	47
Hidrodinámica de una cubeta de deflación característica de la Pampa Deprimida <i>Ninoska Briceño, Ilda Entraigas y Carlos Scioli</i>	50
Cambios en el patrón de herbivoría y en la talla corporal de cladóceros en la Laguna Blanca Chica (Olavarría) en los últimos 200 años <i>David Carrozzo, Simona Muzzasi, Andrea Lami y María de los Ángeles González Sagrario</i>	53
Efecto de inundaciones breves sobre la supervivencia y crecimiento de plántulas de acacia negra (<i>Gleditsia triacanthos</i> L.) <i>María Laura Cvitanich, Ezequiel Larraburu y Patricia Gantes</i>	56
Caracterización limnológica, del zooplancton y de la población de pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>) de la laguna La Chacra (La Pampa, Argentina) <i>Omar Del Ponti, José Galea, Alicia Vignatti y Santiago Echaniz</i>	59
Emisiones de CO2 en arroyos pampeanos: influencia del metabolismo fluvial y del uso de suelo en la cuenca <i>Claudia Feijoó, Maite Arroita, María Laura Messetta, Julieta Anselmo, Adonis Giorgi y</i>	62

<i>Daniel von Schiller</i>	
Dinámica divergente de los componentes microbianos en dos lagunas pampeanas con estados estables contrastantes <i>Paulina Fermani, Leonardo Lagomarsino, Ana Torremorell, Roberto Escaray, José Bustingorry, Gonzalo Pérez y Gabriela Mataloni</i>	65
¿El Mesozooplankton controla al fitoplancton y cianobacterias en el Embalse Paso de las Piedras? <i>Laura J. Fritz, Vanina Estrada, Jimena Di Maggio, Soledad Díaz, Mónica Hoffmeyer</i>	68
¿Qué criterios y consideraciones debemos tener en cuenta cuando hablamos de cambio de régimen en los lagos someros? <i>María de los Angeles González Sagrario, Simona Muzzasi, Francisco Elizalde Córdoba, Manuela Mendiolar y Andrea Lami</i>	71
Descripción del perifiton de arroyos pampeanos poco disturbados mediante dos enfoques basados en rasgos morfofuncionales <i>Rocío Gorbarán, M. Elicia Mac Donagh y Ana Torremorell</i>	74
Efecto de la invasión de acacia negra sobre la diversidad de hongos ingoldianos en el arroyo Balta (Mercedes, Buenos Aires) <i>Sebastián Kravetz, B. González, Florencia Huta y Adonis Giorgi</i>	77
Capturas de peces con diferentes artes de pesca asociadas a variables limnológicas de la laguna Gómez (Junín) <i>Viviana Lobato, M. Romina Schiaffino y Gustavo Berasain</i>	80
Variación espacial de la biomasa fitoplanctónica y parámetros de la calidad del agua en un arroyo pampeano con distintos impactos antrópicos <i>María Elicia Mac Donagh, Ma. Isabel Delgado, Claudia Merodio y Eleonora Carol</i>	83
El metabolismo de una laguna pampeana en dos estaciones del año y su relación con variables ambientales <i>M. Luz Padulles, Ana Torremorell, Virginia Pozzobon, Belena Díaz Apella, Daminán Lecina, Paula Rabinovich y Adonis Giorgi</i>	86
Estructura taxonómica y trófica de los ensambles de macroinvertebrados y peces en arroyos hortícolas <i>Juan Martín Paredes del Puerto, Marina Arias, Hernán Mugni, Carlos Bonetto, Silvia Fanelli y Ariel Paracampo</i>	89
Análisis de la estructura de los ensambles de peces de arroyos pampeanos en relación a la posición y el uso de suelo <i>Juan Martín Paredes del Puerto, Ariel Hernán Paracampo y Darío Colautti</i>	92
Análisis de los hirudíneos y sus presas en diferentes especies de macrófitas <i>Laura Estefanía Paz, Bettina Gullo y Alberto Rodríguez Capítulo</i>	95
Primera caracterización de un lago somero meromítico en Argentina (Reserva Parque Luro, La Pampa) <i>Alberto Pilati, Andrea E. Biasotti y Giuliana A. Montelpare</i>	98
Variación temporal en los ensambles de peces de las Sierras Chicas de Córdoba y su respuesta al gradiente de urbanización actual <i>Natalia G. Rivetti, Germán A. González, Gregorio Gavier-Pizarro y María de los Angeles Bistoni</i>	101
Asociaciones algales del fitoplancton en una laguna clara con macrófitas de la llanura pampeana (Buenos Aires) <i>Adrián O. Sánchez, M. Fernanda Alvarez, Hernán H. Benítez y Lía C. Solari</i>	104
Variación temporal en la estructura de los ensambles de peces en canales de riego de arroceras santafecinas <i>Pablo A. Scarabotti, Patricio F. Alvarenga, Mirta C. Campana y Dalmiro Borzone Mas</i>	107
Estudio y dinámica anual del zooplankton en cinco lagunas pampeanas de la cuenca del río Salado (Bs. As.) <i>Sandra P. Starik, M. Fernanda Alvarez, Hernán H. Benítez, Adrián O. Sánchez, Lía C. Solari, Néstor A. Gabellone y M. Cristina Claps</i>	110

Las lagunas del sur de Córdoba (Argentina): caracterización limnológica y del zooplancton de La Francesca <i>Alicia Vignatti, Santiago Echaniz, Gabriela Cabrera, Miguel Mancini y Víctor Salinas</i>	113
Caracterización de bañados de desborde fluvial a partir de inventarios florísticos <i>Christian A. Zanotti y Nora Gómez</i>	116
Ocurrencia de cianobacterias en una laguna pampeana y su relación con los eventos hidro-meteorológicos <i>Josefina Zunino, Vanina S. Aliaga, Vanesa Y. Bohn y M. Cintia Píccolo</i>	119
EJE TEMÁTICO 2 MONITOREO Y GESTIÓN AMBIENTAL	
Evaluación de la turbidez en función del caudal líquido en canales de riego del valle inferior del Río Colorado <i>Martín Aguinaga Martínez, Marcelo F. Pistonesi, Luciana Dunel y Natalia C. López</i>	123
Relación entre cambios de uso del suelo y la concentración de nutrientes en arroyos pampeanos <i>Julieta Anselmo, Cecilia Hegoburu, Claudia Feijoó y Leonardo Di Franco</i>	126
Dinámica en la concentración de sólidos suspendidos en el agua de escorrentía superficial asociados a la erosión hídrica en una cuenca agrícola <i>María Guadalupe Ares, Marcelo Varni, José González Castelain y Celio Chagas</i>	129
Dinámica de arocloros y plaguicidas en matrices abióticas y peces en los ríos Xanaes y Ctlamochita (Córdoba, Argentina) <i>María L. Ballesteros, Paola B. Reyna, Karina S.B. Miglironza y María A. Bistoni</i>	132
Ambientes ribereños de una cuenca hortícola: poniendo en valor sus servicios ecosistémicos como alternativa para mitigar la contaminación <i>M. Paula Barral y Elena Okada</i>	135
Gestión del recurso hídrico en la ciudad de Tandil a través del análisis histórico de medidas estructurales y no estructurales <i>Rosario S. Barranquero, Agustina Cortelezzi, Rocío F. San Juan, Laura E. Paz, Alejandro Ruíz de Galarreta y Roxana Banda Noriega</i>	138
Efectos del fenómeno hidrológico de El Niño Oscilación del Sur (ENOS) sobre el fitoplancton de la Cuenca Matanza- Riachuelo: implicancias en el biomonitorio <i>Delia Elena Bauer, María Belén Sathicq, Jorge Luis Donadelli y Nora Gómez</i>	141
Estudio multitemporal de la cobertura de agua y su relación con eventos climatológicos extremos en ambiente de llanura (provincia de Buenos Aires, Argentina) <i>Vanesa Bohn</i>	144
Análisis estadístico de eventos secos y húmedos en la cuenca del arroyo Napostá Chico (provincia de Buenos Aires, Argentina) <i>Vanesa Yael Bohn</i>	147
Implementación de técnicas de Biología Molecular para la detección de patógenos en carpa común (<i>Cyprinus carpio</i>) <i>Federico De Maio, Mariano Soricetti, Fredy Guardiola Rivas, Patricio Solimano, Daniel Barrio y Carolina Bellusci</i>	150
Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos asociadas a la calidad del agua en el arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires <i>Sabrina Dubny, Fabio Peluso, Ignacio Masson y José González Castelain</i>	153
Análisis preliminar de las variables fisicoquímicas en el arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires <i>Sabrina Dubny, Fabio Peluso, Ignacio Masson y José González Castelain</i>	156
Monitoreo de la calidad del agua y el zooplancton de la laguna Don Tomás (Santa Rosa, La Pampa) <i>Santiago Echaniz, Alicia Vignatti, Gabriela Cabrera, Omar Del Ponti y Pamela Pratts</i>	159
Cambios en la calidad del agua y el zooplancton de la laguna Bajo de Giuliani (Santa	162

Rosa, La Pampa) <i>Santiago Echaniz, Alicia Vignatti, Gabriela Cabrera, Omar Del Ponti y Pamela Pratts</i>	
Riesgos naturales y antrópicos para servicios ambientales de consumo de los arroyos de la cuenca Martín-Carnaval, partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina <i>Axel Elseser y Sandra Demichelis</i>	165
Evaluación de nuevas metodologías para el cálculo de la condición en peces orientadas al pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>) <i>Fredy Guardiola, Javier Garcia de Souza, Mariano Sorisetti, Claudio Baigún, Daniel Barrio, Darío Colautti y Patricio Solimano</i>	168
Calidad del agua en relación al uso del suelo: determinación de metales en la cuenca del río Sauce Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina) <i>Noelia Soledad La Colla, Josefina Zunino, Andrea Soledad Brendel, Carla Alejandra Baleani, María Clara Menéndez, Sandra Elizabeth Botté, María Belén Alfonso, Verónica Gil, Jorge Luis Bustamante y María Cintia Piccolo</i>	171
Evaluación de la calidad del hábitat costero en Punta Lara C. <i>Leyes, M.V. Arias, A. Elseser, A. Makianich, J. Martínez Heres, S. Demichelis y M.E. García</i>	174
Deterioro de áreas naturales protegidas: el caso de la Reserva Natural Provincial Santa Catalina <i>Carla Romina Leyes y María Eugenia García</i>	177
Análisis y monitoreo de sólidos suspendidos en el paraje Puente Canessa <i>Natalia C. López, Florencia Reguera y Bruno Rango</i>	180
Sobre la utilización de nuevo arte de pesca para muestreos ictiológicos en el Río de la Plata <i>Tomás Maiztegui, Ariel H. Paracampo, Roberto Jensen, Nicolás Lischetti, Adrián Tocci y Darío C. Colautti</i>	183
Características físico-químicas y zooplancton de la laguna La Margarita (Córdoba, Argentina) <i>Miguel Mancini, Víctor Salinas, Alicia Vignatti, Santiago Echaniz, Lorenzo Regis y Juan Marzuoli</i>	186
Contribución al conocimiento de la población de pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>) del embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina) <i>Miguel Mancini, Víctor Salinas, Omar Del Ponti, Lorenzo Regis y Nino Sibona</i>	189
Dificultades del manejo de los lagos urbanos con especial referencia en su estado trófico: la experiencia del lago Dalcár (Río Cuarto, Argentina) <i>Miguel Mancini, Luciana Cibils Martina, Mariano Mancinelli, Sebastián Elisondo, Mauro Comelli y Víctor Salinas</i>	192
Riesgo de infección por <i>Salmonella</i> en dos arroyos de la Provincia de Buenos Aires, Argentina <i>Julián Mantovano, Marta Paz, Carina Tornello, Celio Chagas, Lidia Nuñez y Juan Moretton</i>	195
Calidad del agua y su relación con la ictiofauna del arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina) <i>Ignacio Masson, José González Castelain, Sabrina Dubny, Natalia Othax y Fabio Peluso</i>	198
Distribución de contaminantes emergentes en dos cuencas pampeanas <i>Mastrángelo Martina, Valdés María Eugenia, Giorgi Adonis, Barceló Damià, Sabater Sergi, Rodríguez-Mozaz Sara</i>	201
Determinación de nutrientes y plaguicidas de uso actual en la laguna La Brava: bases científicas para la gestión del ambiente <i>Mirta L. Menone, Sandra K. Medici, Pedro Platz, Lucas R. Lombardero y Ester C. Zamuner</i>	204
Evaluación del estado ecológico de humedales del Delta sometidos a distintas modalidades ganaderas <i>Mesa Leticia, Montalto Luciana y Quintana Rubén</i>	207

Arroyos relacionados con cuencas de alto impacto agrícola ganadero. Modificaciones en concentraciones de nutrientes, biocidas y su relación con la jerarquía limnológica <i>Leandro Negro, Gisela Mayora, Florencia Gutiérrez, Melina Michlig, María Rosa Repetti y Magdalena Licursi</i>	210
OPTIMOS PRIME: Un paquete en R para el cálculo de información autoecológica (Óptimos y rangos de tolerancia) <i>María Mercedes Nicolosi Gelis, Joaquín Cocheró y María Belén Sathicq</i>	213
Uso de cama de pollo como fertilizante en suelos hortícolas y el riesgo de contaminar ambientes acuáticos <i>Elena Okada, Paula Barral y Débora Pérez</i>	216
Calidad del agua para uso recreativo en la cuenca del arroyo del Azul <i>Othax Natalia, Peluso Fabio, Masson Ignacio, González Castelain José y Dubny Sabrina</i>	219
Monitoreo de cuerpos de agua de la cuenca baja del Río Paraná mediante parámetros fisicoquímicos y toxicológicos <i>Julieta Peluso, Carolina M. Aronzon, Gonzalo Nader y Cristina S. Pérez Coll</i>	222
Aportes de nutrientes provenientes de afluentes al Delta del Paraná <i>Jezabel Primost, Leticia Peluso, Carolina Sasal</i>	225
Trayectoria del ensamble de especies leñosas de la ribera del río Luján a cinco años de su desmonte <i>Riva P., Gantes P., Sánchez Caro A., Cortes L., García R. y de Uribelarrea J.</i>	228
Modelos matemáticos integrados de humedales y reservorios para la toma de decisiones <i>Amira Siniscalchi, Jimena Di Maggio, Vanina Estrada y M. Soledad Díaz</i>	231
Modelado Matemático con Enfoque en Optimización Dinámica para el Manejo de Servicios Ecosistémicos de la Cuenca del Lago Chasicó (Buenos Aires) <i>Amira Siniscalchi, Rubén Lara y Soledad Díaz</i>	234
La arena como reservorio de la contaminación fecal en playas de la ribera sur del Río de La Plata <i>Jimena C. Suárez y Alejandro Mariñelarena</i>	237
¿Es posible utilizar a los hongos que colonizan restos foliares de <i>Typha latifolia</i> L. como indicadores de la calidad del agua de bañados de desborde fluvial de la llanura pampeana? <i>Alan Santiago Tarda, Mario Saparrat y Nora Gómez</i>	240
Evaluación Preliminar de la Cuenca del río Citalamochita para la gestión integral del recurso hídrico, provincia de Córdoba, Argentina. <i>Germán E. Tissera, Gabriela A. Cejas y Adán Gonzalez</i>	243
Bupivacaína como alternativa para el manejo de ejemplares juveniles de pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>) <i>Natalia Urzúa, Víctor Salinas, Jimena Messina, Miguel Mancini, Carlos Errecalde, Guillermo Prieto</i>	246
Evaluación de las interacciones entre agua superficial y subterránea en una cuenca de llanura <i>Marcelo Varni, Rosario Barranquero y Romina Marcovecchio</i>	249
Niveles de plaguicidas en aguas superficiales, subterráneas y de la red de distribución de Guaminí, Buenos Aires, Argentina <i>Santiago Vittori, Pablo Demetrio, Marcelo Schwerdt y Damián Marino</i>	252
EJE TEMÁTICO 3	
CONSERVACIÓN Y REHABILITACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS	
Análisis preliminar del ensamble de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial del área pampeana <i>Paula Altieri, Carolina Ocón, Roberto Jensen y Alberto Rodríguez Capítulo</i>	256
Métricas basadas en macroinvertebrados como monitores de ambientes con uso de	259

suelo agrícola: estudio preliminar en una cuenca pampeana. <i>Capeletti Julieta, Alberto Diana, Facelli Florencia, Cabrera Juan Manuel, Marchese Mercedes y Zilli Florencia</i>	
Los lixiviados de las helófitas promueven la desnitrificación en ríos receptores de efluentes de plantas de tratamiento <i>Joaquín Cocheró, Miquel Ribot, Timothy Vassen, Susana Bernal, Elliot Bastias, Esperança Gacia, Albert Sorolla, Francesc Sabater y Eugenia Martí</i>	262
Efecto del fotoperíodo y la temperatura en el desarrollo ovárico de <i>Cheirodon interruptus</i> y su aplicación en acuicultura <i>Ignacio García, Silvia Plaul, Leandro Miranda y Darío Colautti</i>	265
EJE TEMÁTICO 4 BIODIVERSIDAD Y BIOGEOGRAFÍA	
Aportes para el conocimiento de los coleópteros acuáticos, semiacuáticos y anfibios del sector oriental del sistema serrano de Tandilia, provincia de Buenos Aires <i>Gabriel A. Macchia, Juan L. Farina, Armando C. Cicchino</i>	269
Diversidad de simúlidos del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires <i>Eliana Ordoqui, Érika Silva do Nascimento Carvalho y Juan J. García</i>	272
Impacto de los cambios de uso del suelo sobre el escurrimiento superficial en zona de llanura. Caso de estudio, cuenca superior del arroyo Del Azul <i>Ana María Pinilla, Cristian Guevara, Bruno Lara, Eduardo Kruse y Cesar Suaza</i>	275
Estudio de las comunidades parasitarias del diente (Oligosarcus jenynsii) en tres lagos someros de la provincia de Buenos Aires <i>María Alejandra Rossin, Verónica Taglioretti, Eugenia Levy y Juan Tomás Timi</i>	278
Macrófitas herbáceas en la traza urbana del arroyo del Azul <i>Rosa Scaramuzzino Natalia Vercelli, Carlos D'Alfonso y Genaro Piazza</i>	281
La Familia botánica Asteraceae en el arroyo del Azul: representatividad en el ámbito urbano y rural <i>Rosa Scaramuzzino Natalia Vercelli y Carlos D'Alfonso</i>	284
Análisis de la influencia de variables ambientales sobre el Factor de Condición Relativo y el Índice Gonadosomático de <i>Cyprinus carpio</i> <i>Mariano Soricetti, Tomás Maiztegui, Darío Colautti, Fredy Guardiola Rivas, Julia Bazzani y Patricio Solimano</i>	287
"Mohos zoospóricos" (Saprolegniales, Peronosporomycetes) causantes de oomicosis en huevos de anfibios: Estudio preliminar de los principales géneros involucrados <i>Stecioiw Mónica, Federico Oser y Guillermo S. Natale</i>	290
Evaluación de Modelos Climáticos Regionales para representar la precipitación en la provincia de Buenos Aires <i>César Augusto Suaza Vargas, Cristian Guevara Ochoa, Eleonora Demaria, Ramiro Sarandón, Ana María Pinilla</i>	293
Comunidades parasitarias de <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> a lo largo de un arroyo rural pampeano: estudio preliminar <i>Taglioretti Verónica, Levy Eugenia, Rossin M. Alejandra, Timi Juan T.</i>	296
EJE TEMÁTICO 5 ECOTOXICOLOGÍA, BIOMARCADORES Y ESTRESORES MÚLTIPLES	
Detección de agroquímicos plaguicidas en el suelo y el agua de escuelas rurales del partido de Tandil <i>María Eugenia Adaro, Brenda Alba, Jonathan Cepeda, Leyli Kazlauskas, Karen Schimpf, Agustina Cortelezzi, María Soledad Fontanarrosa, Adela Tisnés y Graciela Canziani</i>	300
Evaluación de la toxicidad de contaminantes presentes en el Arroyo Burgos (Provincia de Buenos Aires) mediante ensayos de inhibición del crecimiento algal <i>Constanza Afione Di Cristóforo, Ángela Beatriz Juárez, Juan Moretton, Anahí</i>	303

<i>Magdaleno</i>	
Efecto de pulsos de toxicidad de cipermetrina sobre <i>Simocephalus vetulus</i> (Cladocera: Daphniidae) <i>Marina Arias, Carlos Bonetto, Ariel Paracampo, Hernan Mugni</i>	306
Alteraciones morfológicas en raíces de <i>Schoenoplectus californicus</i> expuestas a altas concentraciones de zinc <i>Gonzalo Arnedillo, Silvana Arreghini, Roberto Serafini, Silvana Auguet y Alicia Fabrizio de Iorio</i>	309
Evaluación del efecto de una formulación de ATZ sobre una cepa autóctona de <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Aimé Astrada, Anahí Magdaleno, María del C. Ríos de Molina, Ángela Juárez</i>	312
¿Varía el metabolismo aeróbico de <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> cuando es expuesto a un formulado comercial de glifosato? <i>Alejo Bonifacio, Micaela Zambrano, Gisela Rautenberg, Juan Brito y Andrea Hued</i>	315
Costo aeróbico de la preñez en <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> <i>Alejo Bonifacio, Gisela Rautenberg, Micaela Zambrano, Juan Brito y Andrea Hued</i>	318
Ciclo reproductivo de hembras de <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> en un río serrano de la cuenca del Río Suquia <i>Juan Brito, Alejo Bonifacio, Micaela Zambrano, Gisela Rautenberg y Andrea Hued</i>	321
Evaluación de la sensibilidad del caracol manzana <i>Pomacea canaliculata</i> al plaguicida de última generación spirotetramat <i>Laura Cornaglia, Constanza Mulreedy, Fernando Spaccesi, Karine Delevati Colpo y Sabrina Lavarias</i>	324
Evaluación de biomarcadores de estrés oxidativo en el cíclido <i>Australoheros facetus</i> expuesto al fungicida azoxistrobina <i>Andrea C. Crupkin, Ariana B. Fulvi, Fernando G. Iturburu, Julieta Mendieta, Ana M. Panzeri y Mirta L. Menone</i>	327
Evaluación de posibles efectos subletales en el pez <i>Jenynsia multidentata</i> expuesto experimentalmente al fungicida Tebuconazol <i>Lorenzo C. Dambrosio, Fernando G. Iturburu y Mirta L. Menone</i>	330
Estrés oxidativo y neurotoxicidad en peces expuestos a dos fungicidas en forma individual y en mezcla <i>Noelia Fantón, Jimena Cazenave, Celeste Mora, Mirta Campana, Andrea Rossi</i>	333
Respuestas comportamentales en <i>Astyanax eigenmanniorum</i> frente a un estímulo computarizado después de la exposición a mercurio <i>Paola L. Garnero, María L. Ballesteros, Natalia G. Rivetti, Magdalena V. Monferran y María A. Bistoni</i>	336
¿Existe una acumulación diferencial de metales, As y Se en órganos de peces según la dieta y el hábitat que ocupan? <i>Paola L. Garnero, Magdalena V. Monferran y María A. Bistoni</i>	339
Efecto de la exposición aguda al Arsénico en adultos de <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> <i>Ayelen A. González Nuñez, Juan Pablo Ferro, Bettina L. Eissa, Martina M. Mastrángelo y Natalia A. Ossana</i>	342
Ensayos ecotoxicológicos con agua de un arroyo de Buenos Aires, Argentina, en el gasterópodo <i>Biomphalaria straminea</i> <i>Lucila T. Herbert, Paula F. Cossi, María J. Tejedor, Gabriela Rabuffetti, Karina A. Bianco, Laura Raiger Iustmany Gisela Kristoff</i>	345
La exposición crónica a un formulado comercial de glifosato afecta diferentes niveles de organización biológica en <i>Jenynsia lineata</i> <i>Andrea Cecilia Hued, Luciana LeBihan, María Laura Ballesteros, María Angelina Roggio y Alejo Bonifacio</i>	348
Cambios hematológicos y metabólicos en <i>Piaractus mesopotamicus</i> sometidos a estresores relacionados a la piscicultura	351

<i>Martina Karakachoff, Carla Bacchetta, Andrea Rossi, Mirta Campana y Jimena Cazenave</i>	
Efectos letales del contaminante emergente, Oxitetraciclina, sobre el desarrollo embrionario y larval de <i>Rhinella arenarum</i> <i>Mercedes Lourido, Julieta Peluso y Carolina M. Aronzon</i>	354
Efecto subletal del plaguicida spirotetramat sobre los lípidos totales del camarón de agua dulce <i>Macrobrachium borellii</i> <i>Constanza Mulreedy, Laura Cornaglia, Fernando Spaccesi, Karine Delevati Colpo y Sabrina Lavarías</i>	357
Evaluación de la toxicidad del sedimento de un arroyo analizando las alteraciones nucleares, movilidad, densidad y tamaño celular de <i>Nitzschia palea</i> (Bacillariophyceae) <i>María Mercedes Nicolosi Gelis, Micaela Ailén Mujica, Joaquín Cocherro, Máximo A. Simonetti, Jorge Donadelli y Nora Gómez</i>	360
Metabolismo oxidativo del bivalvo invasor <i>Corbicula fluminea</i> en relación a las diferencias físico-químicas y presencia de metales en el Delta Bonaerense <i>T. Noya Abad, J. Peluso, Y.S. Minaberry, S.E. Sabatini, J.A. Calcagno y Ríos de Molina</i>	363
Detección del antibiótico veterinario monensina en el Arroyo El Pantanoso (Partido de Balcarce, Buenos Aires). Consecuencias ecotoxicológicas sobre organismos acuáticos <i>Débora J. Pérez, Elena Okada, Fernando G. Iturburu, Germán Cantón, Eduardo De Gerónimo, Virginia C. Aparicio, José L. Costa y Mirta L. Menone</i>	366
Evaluación de la toxicidad de una formulación de glifosato en una cepa autóctona de <i>Monoraphidium contortum</i> (Chlorophyta) <i>Jonatan Gabriel Pérez, Anahí Magdaleno, María del C. Ríos de Molina y Ángela Juárez</i>	369
¿La degradación ambiental estructura genéticamente a las poblaciones de <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> ? <i>G.E. Rautenberg, M.J. Zambrano, A.F. Bonifacio, J.M. Brito y A.C. Hued</i>	372
Evaluación del posible riesgo ambiental asociado a la presencia de contaminantes en efluentes generados por establecimientos lecheros y la industria láctea <i>C. Rodríguez, R.A. Sosa y S.L. Fanelli</i>	375
Atenuación del impacto producido por agrotóxicos en un humedal de la región hortícola platense, Buenos Aires, Argentina. <i>Marina Solis, Natalia Capelletti, Mailén Franco, Carlos Bonetto, Silvia Fanelli, Javier Amalvy y Hernán Mugni</i>	378
Desentramando el proceso de detoxificación de metales traza en <i>Neohelice granulata</i> : bioacumulación y expresión de metalotioneínas <i>Daniela M. Truchet, Natalia S. Buzzi, Pía Simonetti, Fabián E. García y Jorge E. Marcovecchio</i>	381
Efectos de la salinidad sobre parámetros biológicos de <i>Daphnia spinulata</i> Birabén, 1917 (Crustacea, Cladocera) <i>Alicia Vignatti, Santiago Echaniz y Gabriela Cabrera</i>	384
Alteraciones en el comportamiento reproductivo y gonopodio de <i>Jenynsia lineata</i> en un ambiente altamente degradado <i>M.J. Zambrano, A.F. Bonifacio, G.E. Rautenberg, J.M. Brito y A.C. Hued</i>	387
EJE TEMÁTICO 6 EDUCACIÓN AMBIENTAL Y COMUNICACIÓN PÚBLICA DE LA CIENCIA	
El juego y el arte como herramientas para la valorización de los ambientes acuáticos urbanos <i>Paula Altieri, Bianca Cortese, Javier Garcia de Souza, Carolina Monti, Augusto Siri,</i>	391

<i>Belén Semeñiuk, María Mercedes Nicolosi Gelis, Rocío Pazos, Soledad Nomdedeu, Miriam Maroñas, Florencia Pisano y María Fernanda Alvarez</i>	
Experiencias de enseñanza y divulgación de la ciencia en contextos no formales <i>Micaela Chindamo</i>	394
Enfoque interdisciplinario en la promoción de la Agroecología <i>Leyli Kazlauskas, María Eugenia Adaro, Brenda Alba, Silvina Delgado, Julia Naveyra, Ariana Retribe, Karen Schimpf y Graciela Canziani</i>	397
Educación Ambiental bajo la lupa: críticas y avances bajo el marco teórico que sustenta las prácticas de Extensión Universitaria <i>Federico Oser, Francisco Acuña, Ignacio Casamayu, Luca Di Cesare, Lucas Misseri, Daniel Oyarzo, Tomás Peralta Lopresti, Silvia Plaul, Jérica Sansiñena, Lisandro Valbuena y Guillermo Sebastián Natale</i>	400
EJE TEMÁTICO 7 EXPERIENCIAS E INTERCAMBIO DE SABERES	
Remoción de cromo en humedales construidos de flujo superficial horizontal <i>Daniela S. Arán, Carlos A. Harguinteguy, Magdalena Monferrán, Florencia Barbero, Carla Costamagna, Antonela Ottero y María Luisa Pignata</i>	404
Antibióticos y desinfectantes como contaminantes emergentes: su efecto sobre las comunidades bacterianas en aguas del Río de la Plata, Argentina <i>María Susana Fortunato, Ana Julieta González, Javier Laurino Soule, Alfredo Gallego, Sonia Edith Korol</i>	407
Los medios locales como una herramienta de monitoreo pasivo de mosquitos: el caso del mosquito de inundación <i>Aedes albifasciatus</i> en Tandil <i>Alejandra Gallego, Verónica Simoy y Darío Vezzani</i>	410
Comparación entre la resistencia a cromo (VI) hallada en aguas superficiales del área urbana de Buenos Aires y cuencas vecinas <i>Natalia Gorino, Ana Julieta González, María Susana Fortunato, Carolina Mujica, Lorena Marquina, Carlos Gómez, Sonia E. Korol y Alfredo Gallego</i>	413
"Mi enemigo es el lobo": posturas conservacionistas en relatos de pescadores artesanales del Estuario de Bahía Blanca <i>Daniela María Truchet y María Belén Noceti</i>	416
La acuicultura ecológica del pejerrey en jaulas flotantes como alternativa productiva <i>Vivian Yorojo Moreno, Javier R. García de Souza, Miriam E. Maroñas, Juan Martín Paredes del Puerto, Manuel Rodríguez, Patricia Riat, Carolina Monti y Darío C. Colautti</i>	419

PRÓLOGO

Los ecosistemas acuáticos pampeanos son el objeto de estudio de numerosos investigadores que trabajan apasionadamente con la esperanza de descubrir algún aspecto de su estructura, su funcionamiento o su dinámica, que contribuya a conocerlos cada vez más en profundidad. Analizar las aguas, describir las poblaciones, examinar los sustratos, monitorear los estados, gestionar los usos..., son algunos de los aspectos que atrapan el interés (y gran parte de la vida) de seres curiosos y metódicos que celebran cada pequeño avance hacia el conocimiento de esos cuerpos de agua.

Como integrantes de esa tribu, hace ya casi dos años que aceptamos el desafío de organizar el X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos; y al momento de proponer un lema elegimos el de "Encuentro de saberes para la gestión responsable". La elección fue sencilla porque coincidimos en la idea de que solo aunando saberes provenientes de los distintos sectores de la sociedad, será posible alimentar las miradas y enriquecer los criterios para conocer y gestionar responsablemente estos ambientes que son protagonistas de los paisajes de la región.

Por otro lado, no tan sencilla fue la decisión acerca de qué tipo de texto solicitar a los participantes de este X EMEAP. Por un lado, los artículos completos exigen un tiempo de elaboración que, en general, se destina a aquellos que se publican en revistas; por el otro, los resúmenes son más propios de estos eventos, pero luego no constituyen un documento al cual recurrir para obtener información detallada. De allí que optamos por solicitar Artículos Breves, como un modo de reunir documentos de mediana extensión que contengan de manera sintética el trabajo de sus autores, pero con espacio suficiente para incluir ilustraciones, tablas, y un desarrollo moderado de los clásicos apartados de un artículo de investigación. Para llevar adelante esta tarea fue imprescindible contar con el acompañamiento de los autores que aceptaron esta invitación, y también de los evaluadores aunados en el Comité Científico que hicieron su trabajo a conciencia, en tiempo y forma. Creemos que el esfuerzo ha valido la pena y estamos muy agradecidos.

El resultado es este libro que, organizado según los ejes temáticos considerados, incluye la totalidad de los trabajos presentados en el congreso, tanto orales como en pósteres, a los que incorporamos reseñas de las conferencias y las mesas redondas. Estas páginas son pinceladas multicolores que trazan sus autores para sumar a las texturas que otros aportan desde perspectivas distintas, y así ir completando entre todos la imagen de este encantador paisaje pampeano que habitamos.

Los editores

CONSIDERACIÓN POS CONGRESO

Bajo el lema Encuentro de Saberes para la gestión responsable se desarrolló la X edición de los EMEAPs. Desde la organización se propició a que el Congreso fuese un espacio en donde los diferentes actores vinculados a la ecología y manejo de ecosistemas acuáticos pampeanos puedan compartir e intercambiar sus experiencias, ideas y conocimientos sobre estos ambientes para su conservación.

Si bien el balance final que realizamos del Congreso es positivo, es indudable que debemos incrementar los esfuerzos en pos de una mayor participación entre lo académico y el conjunto de la sociedad. Al respecto, un aspecto a destacar fueron las experiencias presentadas por docentes, investigadores y extensionistas sobre sus acciones en territorio; ello ocurrió a través de los conferencistas convocados y las mesas redondas planificadas desde la organización que no se limitaron a lo meramente académico y que incluyeron a actores locales y abordaron problemáticas socio-ambientales. La intención fue brindar ejemplos de interdisciplina que sirvan de incentivo y motiven, especialmente a jóvenes científicos, a sumarse, a intervenir y actuar intercambiando conocimientos con otros. Es imperioso que la academia pueda involucrarse en las problemáticas en territorio, incrementado o consolidando compromisos sociales a través de acciones concretas.

A lo largo de los tres días de Congreso, tanto durante las ponencias como durante los intervalos de café o en los pasillos del Teatro Español de la ciudad de Azul donde se realizó el Congreso, surgieron diversos temas de creciente preocupación en los últimos tiempos, entre los principales se pueden listar:

- El uso indiscriminado de agroquímicos y fármacos, sus perjuicios reales o potenciales, la necesidad de realizar ensayos o determinaciones a campo y laboratorio con diferentes especies para evaluar consecuencias a largo plazo.
- La delimitación de la línea de ribera y protección de márgenes de cuerpos de agua que actúan como buffer, la obligación de su conservación y el derecho de uso y acceso.
- La afectación negativa de la calidad de los ambientes provocados por mala aplicación de la regulación vigente o controles permisivos.
- La escasa participación de los vecinos (por omisión y falta de acciones para integrarlos por parte de los tomadores de decisión) en la elaboración conjunta de planes de acción que los involucren en forma directa o indirecta.
- La gestión integrada como oportunidad de mejorar la calidad de vida. Los débiles nexos entre gestión, academia y ciudadanía, entre los diferentes niveles de organización estatal (municipal, provincial y nacional), en una estructura administrativa particionada en ausencia de una mirada holística.
- La búsqueda de indicadores que faciliten el manejo adaptativo y conjunto entre diferentes actores intervinientes.
- Las exigencias del sistema científico nacional subordinado a prácticas y métricas impuestas desde el hemisferio Norte con otra realidad, objetivos, demandas, cultura y necesidades.
- La interdisciplina como estrategia de base y acción frente a las problemáticas ambientales.

Esta es una lista seguramente incompleta y subjetiva de lo que consideramos fueron los principales tópicos durante este encuentro.

Las EMEAPs no deben transformarse en una regionalización de la limnología sino que su aporte, marcado con sello desde su origen, está vinculado al manejo y ello implica interacción con otras instituciones u organismos de gestión pero especialmente con la sociedad organizada. Esto es, científicos recorriendo el territorio y la sociedad acercándose a las universidades, buscando o aportando información y saberes, de modo tal que la interacción entre ambas partes fortalezca la generación de conocimiento para un mejor uso y manejo de los recursos naturales. Para ello se requiere mutua voluntad, vocabulario común, escucharse en un diálogo horizontal para la transformación social y en ese aspecto, desde las Universidades, Institutos y otras dependencias tenemos mucho, muchísimo para aprender y aportar. El desafío y sus consecuencias están latentes, solamente depende de nosotros.



CONFERENCIA 1

CIENCIA Y TERRITORIO: CO-GENERANDO CAMINOS PARA LA TRANSFORMACIÓN SOCIAL

Graziano, Martín

Laboratorio de Limnología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad de Buenos Aires, IEGEBA-CONICET, Buenos Aires, Argentina.

Introducción

“Los filósofos no han hecho más que interpretar de diversos modos el mundo, ahora bien, de lo que se trata es de transformarlo”. K. Marx, 1845.

La conocida frase de Marx acentuando la necesidad de enfocar la Filosofía a la transformación de la realidad más allá de la necesaria producción de conocimiento, ha tenido un notable eco dentro de las ciencias ambientales y/o de la sustentabilidad, donde la tensión entre enfoques más analítico-descriptivos y otros más “orientados a procesos” o “transformadores” aparece con normalidad (Miller, 2013). Esto se encuentra particularmente asociado al acelerado ritmo de destrucción ecológica planetaria en el que nos encontramos como sociedad humana, reflejado en una cantidad importante de trabajos científicos que evidencian la cercanía a un punto crítico de nuestro planeta como sistema capaz de sostener nuestra existencia en el mismo, y la de otros organismos vivos (Barnosvsky et al., 2012). A este tipo de dilemas socio-ambientales complejos se los ha definido como “retorcidos” (wicked problems), caracterizados centralmente por no existir una única y sencilla solución a los mismos, ya que involucra aspectos éticos, sociales, políticos en la búsqueda de su resolución (Brown et al., 2010). El abordaje de este tipo de problemas necesita generar nuevas vías de interacción entre los sistemas de gobernanza, la sociedad y la investigación científica para lograr cambios efectivos de nuestra realidad, incorporando vías alternativas de co-producción de conocimiento a partir de la participación de otros actores de la sociedad civil (Van Kerkhoff & Lebel, 2015). Enfoques tradicionales referidos a la relación ciencia-gobernanza persisten en un rol pasivo del científico, en general como proveedor o informante de conocimiento en la generación de políticas públicas (“science-policy gap”) y se enfrentan en general con la presencia de sistemas de gestión estatal jerárquicos, altamente burocratizados, con visiones hegemónicas rígidas, y que dan lugar a

sistemas de tipo “comando y control” (Cox, 2016). Estos sistemas de gestión top-down impiden sortear dinámicas socio-ecológicas negativas y desfavorecen un acercamiento virtuoso a la complejidad del problema que se pretende abordar (Cumming, 2018). En ese sentido, el objetivo es ahondar en diferentes perspectivas acerca de cómo introducir un rol activo del investigador/a en el territorio y su gobernanza, a partir de un enfoque transdisciplinar y la producción de conocimiento socialmente robusto. Discutiremos estas características en base a una experiencia de investigación-acción en torno al hábitat urbano desarrollada en conjunto con el Frente de Organizaciones en Lucha (FOL), y el establecimiento de un espacio de co-producción académico-territorial como mecanismo de interacción transdisciplinar. Finalizaré con una sección dedicada a los desafíos presentes, en particular aquellos vinculados al proceso de formación y evaluación de investigadores “transdisciplinares” en nuestro país.

Ciencia en, para, y por los territorios.

Desde un enfoque socio-ecológico, el territorio puede definirse a partir de la interacción de un conjunto de subsistemas en un determinado tiempo y lugar: es el espacio habitado por una determinada sociedad en interacción con su ambiente natural, produciendo una dinámica socio-ecológica particular a partir del vínculo entre los aspectos económicos, institucionales, ecológicos y culturales. En ese sentido, hacer ciencia en, para, y por el territorio implica no sólo el sistema social o ecológico convertido en objeto de estudio, sino también la necesidad de considerar a los grupos sociales que habitan el mismo, sus intereses, inquietudes, conocimientos, no ya como un objeto de estudio meramente social, sino como parte inherente en la producción de conocimiento y de delimitación del problema de investigación. Aquí me referiré brevemente a dos

abordajes, el enfoque transdisciplinar y el de investigación-acción, a mi entender complementarios y que intentan incorporar esta complejidad modificando los paradigmas clásicos de la investigación científica

Si bien la transdisciplina como marco epistemológico de conocimiento posee una multiplicidad de definiciones y acercamientos metodológicos que en cierto sentido impiden generalizaciones, la transdisciplina hace suya la incorporación de actores extra-académicos al proceso de producción de conocimiento, distinguiéndose de esta manera de enfoques multi- e inter-disciplinarios, en los cuales o bien se compone de una combinación de disciplinas para un propósito particular (una determinada política pública), o utiliza un marco teórico común entre dos especializaciones dando lugar a, siguiendo a Toledo (2005), una disciplina híbrida (ej., socio-ecología). La transdisciplina como vía alternativa de producción de conocimiento busca generar conocimiento socialmente robusto – denominado también modo 2 de conocimiento- partir de la incorporación de preguntas localmente relevantes y la participación activa de actores sociales del territorio (Nowotny, 2003; Polk, 2015). Por su parte, la investigación-acción (igualmente de “polisémica” que la transdisciplina) procura la no-distinción entre la producción de conocimiento y la intervención en el territorio, entre la acción y la reflexión, con foco en el diagnóstico y la resolución de problemas localmente relevantes (Reason & Bradbury, 2001). Cabe destacar que América Latina es particularmente fructífera y ha realizado numerosos aportes en la construcción de la investigación-acción como enfoque de investigación social y en educación popular (Fals Borda, 2013). Tanto en la transdisciplina como en la investigación-acción pueden distinguirse diferentes grados de involucramiento de los actores no-académicos, desde la consulta informativa, pasando por el establecimiento de colaboraciones en aspectos particulares de la investigación, hasta el co-diseño y la acción colectiva (Brown, 2010; Basco-Carrera et al., 2017).

Sin caer entonces en un idealismo que nos sumerja en la inacción, sino más bien en la búsqueda de una honestidad intelectual con uno mismo, hacer ciencia, en, para, y por los territorios implica reflexionar tanto sobre la inexorable selección –por acción u omisión- de actores que participarán del proceso de producción de conocimiento (¿con quién/para quién investigamos?), como también sobre el grado de participación que damos a los actores sociales en el proceso de investigación (¿cómo producimos el conocimiento?).

Proyecto Hábitat Claypole- una praxis concreta de investigación-acción transdisciplinar

Las ciudades comprenden una multiplicidad de actores que forman parte de la producción del espacio urbano, incluyendo las políticas relacionadas al hábitat y la gestión del ambiente. Un ejemplo interesante para abordar la transdisciplinaridad urbana son las experiencias europeas donde se generan espacios de articulación entre distintos actores sociales y académicos en torno a una problemática o necesidad urbana (Frantzeskaki et al., 2018; Pereira et al., 2018). Estos espacios son ejemplos de experimentación a escala local donde la acción colectiva y el aprendizaje colaborativo toman lugar para generar vías de transformación socio-ecológica de las ciudades. Por su parte, en el ámbito local y regional, las particularidades institucionales, sociales y ambientales de las áreas urbanas hace necesario repensar la estrategia para generar articulaciones transdisciplinarias. ¿Qué actores se encuentran presentes trabajando en el territorio?

Bajo esta búsqueda, en la localidad de Claypole (Partido de Almirante Brown, Área Metropolitana de Buenos Aires) hemos venido impulsando experiencias transdisciplinarias de distinto tipo, desde investigaciones relacionadas al agua de consumo de la población con una perspectiva de extensión universitaria (Taller de Aguas, 2009), pasando por trabajos participativos en torno al mapeo de inundaciones urbanas, hasta la participación en investigaciones colaborativas o co-diseñadas en torno a la recuperación del Arroyo San Francisco en conjunto con trabajadores de cooperativas ambientales (Graziano et al., 2019). En este trayecto y como necesidad conjunta tanto desde la academia como desde la organización social como parte de su Trabajo Territorial Complejo, se consolida este año “Proyecto Hábitat Claypole”, un espacio de articulación académico-territorial donde se co-producen acciones destinadas a fomentar transformaciones socio-ecológicas, en la búsqueda de un hábitat digno para los vecinas/os de la localidad de Claypole, que incluso generan y potencian nuevas preguntas de investigación de carácter disciplinar. Actualmente el espacio se encuentra conformado por vecinas/os y a la vez integrantes del movimiento social FOL, junto a integrantes del Laboratorio de Limnología (FCEN-UBA), y coordinando a su vez con otros espacios científicos y académicos (UTN, INA, Fac. Arquitectura UBA, etc.) y con otros actores sociales del territorio (Municipio, escuelas locales, etc.). A raíz de estas experiencias se han logrado avances en el sistema de gobernanza del Arroyo San Francisco, siendo el espacio construido un actor que toma relevancia en las prácticas de manejo del mismo, aunque todavía estamos lejos de lo ideal.

Desafíos en la co-producción y la formación de científicos territoriales

Las experiencias co-generadas en este camino han sido el resultado de inquietudes y necesidades acerca de cómo hacer ciencia en el territorio. Como científicas/os preocupados por el deterioro del ambiente y las desigualdades existentes, nos queda mucho por aprender acerca de cómo co-producir conocimiento socialmente robusto. No estamos formados para eso y cada vez se hace más evidente y urgente considerarlo. Tampoco la evaluación del sistema científico y académico anima al salto cualitativo o a la exploración de alternativas de producción de conocimiento. Necesitamos generar más experiencias locales, cursos de grado y posgrado, espacios de articulación y co-producción de conocimiento con diferentes actores sociales que muestren la potencialidad del rol activo de las y los científicos naturales en el territorio. Necesitamos también que la sociedad civil se empodere en la toma de decisiones para potenciar el vínculo con la academia. De esta manera podremos colaborar en el fortalecimiento de experiencias transformadoras que intenten abordar los problemas actuales y pre-figuren nuevas formas de relación eco-social.

REFERENCIAS

- Barnosky, A. D., Hadly, E. A., Bascompte, J., Berlow, E. L., Brown, J. H., Fortelius, M., ... & Martinez, N. D. (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, 486(7401), 52.
- Basco-Carrera, L., Warren, A., van Beek, E., Jonoski, A., & Giardino, A. (2017). Collaborative modelling or participatory modelling? A framework for water resources management. *Environmental Modelling & Software*, 91, 95-110.
- Brown, V. A., Harris, J. A., & Russell, J. Y. (Eds.). (2010). *Tackling wicked problems through the transdisciplinary imagination*. Earthscan Routledge, London, United Kingdom.
- Cox, M. (2016). The pathology of command and control: a formal synthesis. *Ecology and Society*, 21(3).
- Cumming, G. S. (2018). A review of social dilemmas and social-ecological traps in conservation and natural resource management. *Conservation Letters*, 11(1), e12376.
- Fals Borda, O. (2013). *Ciencia, compromiso y cambio social*. Editorial El Colectivo, Buenos Aires, Argentina.
- Frantzeskaki, N., Dumitru, A., Wittmayer, J., Avelino, F., & Moore, M. L. (2018). To Transform Cities, Support Civil Society. The Urban Planet: Knowledge Towards Sustainable Cities, 281.
- Graziano, M., de Groot, G.S., Pilato, L.D., Sánchez, M.L., Izaguirre, I., Pizarro, H. (2019). Fostering urban transformations in Latin America: lessons around the ecological management of an urban stream in co-production with a social movement. *Ecology and Society*. En Prensa.
- Miller TR (2013) Constructing sustainability science: emerging perspectives and research trajectories. *Sustain Sci*, 8:279–293.
- Nowotny, H. (2003). Re-thinking science: from reliable knowledge to socially robust knowledge. *Entangled Histories and Negotiated Universals*, 14-31.
- Polk, M. (2015). Transdisciplinary co-production: Designing and testing a transdisciplinary research framework for societal problem solving. *Futures*, 65, 110-122.
- Reason, P., & Bradbury, H. (Eds.). (2001). *Handbook of action research: Participative inquiry and practice*. Sage Publishing, New York, United States.
- Taller de Aguas (2009). Estudio de la calidad del agua de consumo en el Barrio Mariano Moreno y aledaños de Claypole (Pdo de Almirante Brown). Informe Técnico. Facultad de ciencias Exactas y Naturales, UBA. <http://eltallerdeaguas.blogspot.com/search/label/Informes>
- Toledo, V. M. (2015). ¿De qué hablamos cuando hablamos de sustentabilidad? Una propuesta ecológico política. *Revista Interdisciplina*, 3(7), 35-55.
- Van Kerkhoff, L. E., & Lebel, L. (2015). Coproductive capacities: rethinking science-governance relations in a diverse world. *Ecology and Society*, 20(1).

ESTUDIO DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL DERIVADA DE LAS ACTIVIDADES AGROPECUARIAS EN LA REGIÓN PAMPÁSICA

Marino, Damián José

Centro de Investigaciones del Medioambiente, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata – CONICET -CCT La Plata.

Glifosato como contaminante pseudopersistente en suelos pampeanos

En Argentina, el uso de herbicidas a base de Glifosato aumentó dramáticamente (hasta más de 200.000 toneladas en 2012) desde la introducción de cultivos resistentes al Glifosato, como soja transgénica y maíz resistente, y la adopción de prácticas sin labranza en la década de 1990. En la región pampeana dominada por el cultivo de soja. Se presentan a continuación distintos escenarios ambientales donde se estudian los alcances de estas prácticas agrícolas. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la ocurrencia y concentración del herbicida y su principal metabolito (AMPA) en el suelo y otros compartimentos del agroecosistema mencionado, incluidas las aguas subterráneas, en relación con prácticas agrícolas reales en la región. La ocurrencia fue casi ubicua en matrices sólidas (83 - 100%) con concentraciones máximas entre las más altas reportadas en el mundo (suelo: 8105 y 38939 µg/kg; sedimentos: 3294 y 7219 µg/kg; materia particulada suspendida (MPS): 584 y 475 µg/kg de glifosato y AMPA). Se observó una frecuencia de detección más baja en aguas superficiales (27 - 55%) con concentraciones máximas en agua entera de 1,80 y 1,90 µg/L de glifosato y AMPA, lo que indica que el análisis de MPS puede ser más sensible para la detección en el ecosistema acuático. No hay concentraciones detectables de glifosato o AMPA en el agua subterránea. Al disponer del historial de aplicaciones y concentraciones pulverizadas en los campos, las concentraciones de glifosato en suelos se correlacionaron mejor con la dosis total acumulada y número total de aplicaciones que la última dosis de evento de pulverización. A partir de esta información se estimó un incremento de 1 mg de glifosato / kg de suelo cada 5 eventos de fumigación. Los hallazgos permiten inferir que, según las prácticas actuales, las tasas de aplicación son más altas que las tasas de disipación. Por lo tanto, glifo-

sato y AMPA deberían considerarse contaminantes "pseudopersistentes" y una revisión de los procedimientos de gestión y uso. También se deben recomendar programas de monitoreo y riesgo ecológico para el suelo y los sedimentos

Implicancias en lagunas pampeanas y calidad pesquera.

Lagunas dentro la región de pampeana pueden verse potencialmente afectadas por el uso continuo de herbicidas. Se realizó una evaluación de 52 cuerpos de aguas superficiales poco profundas correspondientes a lagos pampeanos (Provincia de Buenos Aires, Argentina) para estudiar la ocurrencia y las concentraciones del herbicida Glifosato y su principal producto de degradación (AMPA). Para la comparación, también se estudiaron 24 lagunas poco profundas de un área sin uso agrícola de glifosato (Patagonia norte). El Glifosato y AMPA se analizaron mediante LC-MS en las muestras de agua de lago, material particulado en suspensión (MPS) y muestras de sedimentos de fondo. Dentro de la región Pampeana, se detectaron residuos del herbicida en > 40% de las muestras. Los residuos de Glifosato se detectaron con mayor frecuencia en sedimentos y aguas superficiales que en las muestras de MPS. Las concentraciones medias (máximas) de glifosato fueron 2,11 (4,52) µg/L para agua superficial; 0,10 (0,13) µg/L para MPS y 10,47 (20,34) µg/kg para muestras de sedimentos, respectivamente. Considerando que, la concentración media (máximo) para AMPA fueron 0,84 y (0,90) µg/L para el agua superficial; 0,07 (0,07) µg/L para MPS; y 22,53 (32,89) µg/kg para muestras de sedimentos. Adicionalmente se observó que había una dependencia entre la concentración del herbicida en los sedimentos de fondo de las lagunas de la provincia de Buenos Aires y la superficie de las mismas, estos resultados expresan que, a mayor dimensión de la misma, mayor es su capacidad diluyente respec-

to a los procesos de ingreso, incidiendo de manera directa sobre la calidad de los recursos pesqueros asociados a estos cuerpos de aguas y por lo tanto en calidad alimentaria. Finalmente vale destacar que el herbicida no se detectó en muestras de la Región patagónica, donde no existe una utilización de este, mostrando la relación uso-presencia. Este es el primer estudio que informa la ocurrencia y las concentraciones del herbicida en los lagos de agua dulce de Argentina.

Estudio de plaguicidas en aguas de lluvia en la región pampeana.

Se investigó la presencia en la atmósfera de glifosato (GLP) y atrazina (ATZ), los plaguicidas que dominan el mercado en Argentina, a través de la lluvia, como el principal fenómeno climático asociado a su depositación húmeda en la superficie. Se analizaron las relaciones fuente-receptor con el suelo y las influencias climáticas que pueden condicionar el transporte de los herbicidas en la región pampeana. Se recolectaron 112 muestras de agua de lluvia en áreas urbanas y periurbanas de la zona pampeana con diferentes grados de uso del suelo en producción de cultivos extensivos, junto a 58 muestras de suelo subsuperficial de los sitios periurbanos. Los resultados de este estudio de herbicidas en agua de lluvia, el primero en Argentina, han demostrado la alta frecuencia de detección (80%) de Glifosato y Atrazina junto con la ubicuidad de esos compuestos en la atmósfera asociada con las precipitaciones anuales. Las concentraciones máximas de glifosato cuantificadas en el agua de lluvia excedieron las concentraciones previamente reportadas para Estados Unidos y Canadá, posiblemente como consecuencia de las dosis agronómicas más altas utilizadas en Argentina. Glifosato, su metabolito AMPA y Atrazina se detectaron en suelos, con niveles mayores de concentración de Glifosato asociados con cultivos de soja que con otros cultivos. No se observaron asociaciones entre las concentraciones obtenidas en el suelo y las halladas en el agua de lluvia en las mismas áreas de monitoreo. Sin embargo, la presencia de AMPA en el agua de lluvia indica la acción del suelo como fuente, ya que dicha molécula es producto de la biodegradación de Glifosato en suelos. Las concentraciones medianas de GLP en agua de lluvia se correlacionan significativamente con las isohietas de precipitación acumulada, con un gradiente en aumento del este al oeste, a la inversa de los volúmenes de lluvia anuales (mayor precipitación anual, menor concentración de glifosato); mientras los niveles de ATZ en agua de lluvia no exhibieron una configuración espacial característica. La depo-

sición anual estimada de GLP, por la lluvia, indicó que más de una fuente del herbicida puede contribuir a su presencia en la atmósfera. De acuerdo con los resultados encontrados en nuestro estudio, la lluvia definitivamente debe considerarse una fuente relevante de estos contaminantes en la superficie. Como se ha sido reportado anteriormente, estos resultados refuerzan la noción que los herbicidas son transportados a través de la atmósfera hacia comunidades urbanas y periurbanas, agregando así una posible vía de exposición para humanos y animales en la región pampeana. En vista de tales implicaciones, proponemos una actualización de las directrices argentinas para controlar la calidad ambiental incorporando debidamente los criterios de herbicida para el aire ambiente. Considerando la amplia gama de sustancias activas utilizadas en las prácticas agrícolas actuales en todo el país, también sugerimos futuras investigaciones que involucren la inclusión en los análisis de otros plaguicidas que además se conoce que se dispersan en regiones fuera del área de aplicación.

Presencia de plaguicidas en cuerpos de aguas de alto interés regional. Aguas de consumo humano.

La cuenca del Plata, que es la segunda más grande en América del Sur sobre la base de su área de drenaje de 3.200.000 km² representa para Argentina un recurso estratégico en sí mismo, ya que esa cuenca tiene la principal riqueza fluvial y pluvial y contiene, a lo largo del Río Paraná, la mayoría de la población del país. Esta fuente de agua, en consecuencia, se está utilizando para el consumo humano, recreación, pesca y navegación. Las fuentes principales de contaminación por plaguicidas son las entradas difusas de escurrimiento de la agricultura, ganadería y vertedero urbano que lixivia una carga heterogénea de contaminantes directamente en el sistema.

La información sobre el impacto ambiental de los plaguicidas es escasa, y el conocimiento de los aportes de los cuerpos tributarios al tramo principal del lado argentino del Paraná es fragmentado. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue determinar la ocurrencia, concentración y destino de los insecticidas y el herbicida Glifosato en aguas superficiales y sedimentos del fondo de los principales afluentes y curso principal del Río Paraná-Paraguay. Se muestrearon 22 sitios en posiciones distales de los principales afluentes y principales cursos de agua del Paraná (unos 10 km aguas arriba de la desembocadura), en dos campañas de monitoreo (2010-2012).

Las muestras ambientales fueron analizadas de acuerdo con métodos estandarizados internacionales.

les donde veintitrés insecticidas y el herbicida Glifosato fueron medidos en cada una de ellas (aguas, material particulado en suspensión y sedimentos de fondo). Los resultados de ambas campañas indicaron una generalizada y variable distribución en las concentraciones detectadas en toda la cuenca. Los rangos de (total medido) concentraciones de insecticidas en aguas y sedimentos fueron, respectivamente, 0,004-6,62 $\mu\text{g/L}$ y 0,16-221,3 $\mu\text{g/kg}$ de peso seco. Donde Endosulfanes, Cipermetrina y Clorpirifós fueron compuestos ubicuos en ambos compartimentos ambientales y cuantitativamente los más relevantes, al punto de ser detectados en todas las muestras de aguas analizadas. Las concentraciones en aguas superaron los niveles recomendados para la protección de la biota acuática y la partición de insecticidas indicó una mayor afinidad por los sedimentos, siendo éstos su destino ambiental. El herbicida glifosato y su metabolito AMPA estaban principalmente presentes en los sedimentos de los afluentes del tramo medio y bajo, que ocurre en un promedio respectivo de 37 y 17% en muestras. La media de concentraciones medidas fueron 742 y 521 $\mu\text{g/kg}$, en promedio. La aparición de este herbicida y/o su metabolito se manifestó desde la zona pampeana media hacia abajo, incrementando espacialmente las concentraciones llegando a sus máximos en el último punto de 3004 y 5374 $\mu\text{g/kg}$ respectivamente.

La actividad agrícola es la fuente de contaminación que aporta cargas de plaguicidas, transportadas por los afluentes que llegan al curso de agua principal y alteran la calidad del ecosistema acuático. Consecuentemente son necesarias la implementación de herramientas de gestión y monitoreo periódico de los cuerpos de aguas superficiales de la región destinados a aguas para consumo humano, así como la revisión de los niveles regulatorios, tanto del código alimentario argentino, como los propuestos por la Organización Mundial de la Salud, en pro de equipararlos a los propuestos por la Comunidad Europea para calidad de aguas destinadas a consumo humano.

Comportamiento de los antibióticos ionóforos en ambientes acuáticos en Argentina: distribución en cursos de agua de diferente escala y el papel de los humedales en la depuración de aguas naturales.

Tradicionalmente, la producción pecuaria se ha desarrollado en nuestro país de forma extensiva. En las dos últimas décadas, el avance territorial de la frontera agrícola por la expansión de los cultivos extensivos en la Región Pampeana ha llevado a que la ganadería y otras prácticas productivas de menor rentabilidad relativa, hayan cedido las me-

jores tierras, quedando su desarrollo relegado a superficies más reducidas y en campos de menor calidad de suelos. Ello ha significado la puesta en marcha de un proceso de relocalización y confinamiento de los animales. En lugar alimentarse de los pastos naturales, semillas o granos, la nutrición de estos se basa en alimentos balanceados derivados de maíz, soja y otros suplementos especiales. Estos sistemas intensivos de producción animal surgieron hace más de 20 años y, hasta la fecha, todavía constituyen una fracción significativa del mercado, demandando grandes cantidades de alimento para aves y ganado, con dosis promedio de ionóforos que varían de 3 mg a 150 mg/kg de alimento, dependiendo de la sustancia activa y el animal objetivo. La región pampeana concentra más del 70% de la producción ganadera, y Buenos Aires y Entre Ríos constituyen la producción de ganado (34%) y aves de corral (50%) más alta del país. En el presente trabajo se estudió por primera vez tres fármacos anticoccidiales ionóforos: monensina (MON), lasalocid (LAS) y salinomicina (SAL) como contaminantes emergentes procedentes de la cría de animales en aguas superficiales ($n = 89$) en uno de las cuencas hidrológicas más extensas de América del Sur (cuenca del Plata). La fracción soluble de ionóforos se pretrató mediante extracción en fase sólida y se analizó por LC-MS/MS con un límite de detección de 1,7 ng/L. Un enfoque estadístico señaló la necesidad de informar los parámetros calculados por métodos basados en el número de observaciones y el porcentaje de censura sobre los métodos de sustitución para estimaciones más precisas de datos ambientales con un alto porcentaje de datos censurados a la izquierda. Los arroyos menores adyacentes a las instalaciones de cría intensiva, receptores de escorrentías directas de excretas de animales, o en emisiones de aguas residuales contenían concentraciones medias de MON y SAL aproximadamente 70 veces más altas que las encontradas en afluentes regionales y cursos principales de 5 subcuencas de las regiones pampeana y mesopotámica. La relevancia de estos antibióticos, ante la falta de datos previos para Latinoamérica, al compararse con otros contaminantes como plaguicidas, alcanzaron los mismos órdenes de magnitud en las concentraciones. La especificación química de estos compuestos en el agua superficial se caracterizó especialmente para MON y SAL, donde el pH y la demanda química de oxígeno (DQO) del cuerpo de agua natural correlacionaron con la concentración de la fracción soluble, evidenciando la importancia de la calidad de agua en el mecanismo de transporte de los xenobióticos. Las concentraciones en ríos abundantes como el

Gualeguay aportan una contribución de centenas de microgramos/segundo al humedal natural del delta del río Paraná, mientras que en el mismo se registró solo una muestra con un $[MON] \leq$ el límite de cuantificación. Dado que los humedales poseen una capacidad de remoción limitada, estas contribuciones abundantes registradas indican fuertemente que se debe prestar atención al desarrollo

de directrices que incluyan criterios de calidad para evaluar el impacto de los antibióticos ionóforos en dichos ecosistemas y promover el cuidado y protección de estos sistemas de depuración naturales como son los humedales.

CONFERENCIA 3

PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DE LAS LAGUNAS PAMPEANAS EN EL CONTEXTO DE UN ANÁLISIS LATITUDINAL DE SISTEMAS SOMEROS EN AMÉRICA DEL SUR. PROYECTO SOUTH AMERICAN LAKE GRADIENT ANALYSIS (SALGA)

Mazzeo, Néstor

Grupo de Investigación: Ecología y rehabilitación de sistemas acuáticos. Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, CURE-Facultad de Ciencias. Universidad de la República. Maldonado, Uruguay.

Los lagos poco profundos (someros) son ecosistemas con una amplia distribución a nivel global, en algunas regiones del planeta alcanzan una considerable densidad. En América del Sur se encuentran en zonas costeras, en vastas planicies de pastizales, en planicies de inundación, en zonas montañosas como los Andes, entre otros. Los lagos someros cuentan con un importante marco teórico sobre su estructura y funcionamiento generado en zonas templadas frías a principios de los años 1990. La Hipótesis de los Estados Alternativos (Scheffer et al., 1993) es un ejemplo de cambios de régimen con histéresis controlado por factores externos y cambios en la dinámica interna. Dentro de los factores externos, la carga de nutrientes y la temperatura constituyen dos controles claves. En este marco, en la presente conferencia se analiza un conjunto de lagos someros distribuidos en un amplio gradiente latitudinal (83), desde Natal (Brasil) hasta Tierra del Fuego (seleccionados de acuerdo a su tamaño y conductividad del agua), a

efectos de poder comparar aspectos estructurales y funcionales en función de gradientes asociados a propiedades físico-químicas (por ejemplo niveles de nutrientes y temperatura) y características biológicas (composición y abundancia del fitoplancton, zooplancton, peces y macrófitas acuáticas, entre las principales). En la conferencia se exponen los principales mensajes de un conjunto numeroso de publicaciones, una mini-revisión, que explora las principales similitudes y disimilitudes del conjunto de sistema estudiados, profundizando en las interacciones entre la eutrofización y el calentamiento global y sus efectos. Finalmente, se destacarán las principales particularidades que presenta el conjunto de lagos someros estudiados en Argentina en el contexto latitudinal considerado.

Scheffe, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B., and Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 275–279.

CONFERENCIA 4

LA GESTIÓN Y LA CIENCIA EN EL MANEJO DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS: ENCUENTROS, DESENCUENTROS Y OPORTUNIDADES

Gómez, Nora

Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet"
CONICET-UNLP

Los cuerpos de agua localizados en la llanura pampeana están expuestos a numerosos problemas ambientales entre los que se destacan las consecuencias de la contaminación de distinto origen, las canalizaciones, la impermeabilización de cauces, los trasvases, la destrucción de las riberas, el avance de la urbanización, la agricultura y la ganadería sobre los valles aluviales, el incremento de especies invasoras y de floraciones algales, entre otros. Esta situación ambiental ha contribuido a la pérdida progresiva de los beneficios ecosistémicos que brindan estos ambientes, agravándose durante los períodos críticos como los son las inundaciones y las sequías, que en las últimas décadas han sido enfatizadas por el cambio climático.

El abordaje de tan variadas problemáticas requiere para resolverlas de diferentes actores de la sociedad, cumpliendo un rol fundamental los conocimientos que aporta el ámbito científico y de las acciones de la gestión para solucionarlos. En tal sentido el análisis en forma sistemática, obtenido a partir de la observación, experimentación y razonamiento por parte de áreas específicas del conocimiento, permite la comprensión y contribuye a la evaluación y resolución de los problemas. En tanto la gestión, enriquecida con esta información, es capaz de desplegar un conjunto de tareas y estrategias que contribuyen a conservar el medio ambiente y administrar los recursos naturales de una manera racional y sostenible. Por lo tanto la intersección de estas dos ámbitos son las que brindan una mayor certidumbre para contar con sistemas acuáticos "saludables".

Un recorrido por la historia de las últimas décadas de esta relación entre los organismos de gestión y de investigación permite reconocer que los criterios empleados para analizar los problemas ambientales muchas veces fueron contrapuestos. Durante décadas el análisis del estado de los cuerpos de agua estuvo dominado por criterios químicos, sanitarios o ingenieriles con una escasa o nula participación de las opiniones vertidas por especialistas de la ecología acuática.

Hace más de medio siglo que el Dr. Raúl A. Ringuelet, en el libro titulado *Ecología Acuática Continental*, expresó que un enfoque ajustado del ambiente acuático, con finalidad eminentemente conservacionista y sin descuidar sus múltiples relaciones con la bioeconomía natural y con los intereses humanos, debe sustentarse sobre una base ecológica, armonizando el ambiente en sí mismo con su contenido vivo. Es así como un lago, una laguna o un río no son meros hechos físicos, accidentes geográficos estimables en superficie, profundidad, capacidad retentiva para usar y modificar con criterio unilateral. Por lo contrario, constituyen conjuntos formados por partes inanimadas y vivas, dotados de una historia, de un delicado dinamismo y con una evolución en el tiempo susceptible de estudio y pronóstico. Esta mirada no siempre ha sido atendida a la hora de gestionar los ecosistemas acuáticos de Argentina y particularmente los ubicados en la llanura pampeana sometidos a profundos cambios del uso del suelo.

Los sucesivos conflictos ambientales por los que atravesaron varios cursos de agua de la ecorregión pampeana y la demanda de la sociedad por exigir soluciones llevó poco a poco a que universidades y centros de investigación fueran convocados para contribuir con otros enfoques a resolver o mitigar las consecuencias de los impactos antrópicos. Entre ellos cabe recordar la demanda que el municipio de Magdalena presentó a la empresa "Shell" por daños ecológicos en las costas y aguas del distrito como consecuencia del derrame de más de 5.400.000 litros de petróleo en el sector de agua dulce del Río de la Plata. También el conflicto social y diplomático que se generó alrededor de la instalación de dos plantas productoras de celulosa en la orilla uruguaya del río Uruguay, que constituye la frontera entre Uruguay y Argentina, llevó a un reclamo esencialmente ambiental. En este contexto también es oportuno mencionar la demanda que un grupo de vecinos presentó contra el Estado Nacional, la Provincia de Buenos Aires, la Ciudad Autó-

noma de Buenos Aires y 44 empresas, reclamando la recomposición del ambiente y la creación de un fondo para financiar el saneamiento de la cuenca Matanza-Riachuelo. Estos y otros conflictos como el avance de las urbanizaciones sobre los cursos de agua, pusieron en evidencia la necesidad de instalar un enfoque basado en el concepto de integridad ecológica. Este incluye la integridad física del hábitat, la calidad del agua y la integridad biótica de los cuerpos de agua, entendiendo que en el diagnóstico del estado de los ecosistemas acuáticos deben estar presentes todas ellas. Para esto es necesario contar con las herramientas apropiadas para el diagnóstico, atendiendo las características de los ecosistemas acuáticos de la llanura pampeana. Advirtiendo esta necesidad distintos grupos de investigación desarrollaron índices bióticos y del hábitat, algunos de las cuales fueron incorporadas en programas de monitoreo, como es el caso de la cuenca Matanza-Riachuelo por parte de la Autoridad de Cuenca Matanza – Riachuelo (ACUMAR) que desde el año 2007 incluyó este tipo de indicadores en el análisis de este ecosistema.

Sin embargo, siguen primando en la evaluación de las cuencas pampeanas la determinación de su estado con un criterio físico-químico; incorporaron en algunos casos indicadores bacteriológicos de interés sanitario.

Para construir nuevas modalidades de cómo abordar el diagnóstico del estado de los cuerpos de agua, se requiere de un espacio que permita la interacción de los distintos actores para llevarlo a cabo, integrando saberes y demandas. Este abordaje encontró una ventana de oportunidad en mayo de 2018 en ocasión de celebrarse una reunión técnica entre integrantes de la Secretaría de Medio Ambiente de la Nación (SADyS), de la Gerencia de Desarrollo Científico y Tecnológico del CONICET y de profesionales especializados en ecología acuática. A partir de allí se comenzó a gestar la Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos de Argentina (REM-AQUA). Esta propuesta encontró, en el marco del fortalecimiento de las herramientas de diagnóstico y evaluación ambiental que lleva adelante la SADyS y de su alianza con el CONICET, la oportunidad a través de un convenio, de aunar esfuerzos y consolidar esta red. Entre los objetivos que se fijaron se encuentran

1. Desarrollar herramientas e instrumentos estandarizados de evaluación de la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos a nivel nacional, regional y local.

2. Revisar, establecer y actualizar los valores guía de calidad del agua para la protección de la vida acuática.

3. Desarrollar metodologías para evaluar alteraciones del régimen hidrológico y elaborar lineamientos para la determinación e implementación de caudales ambientales.

4. Identificar y cuantificar servicios ecosistémicos en las cuencas hídricas y su vinculación con el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos.

El alcance de estos objetivos se consensuó reconociendo las particularidades de cada zona geográfica del país, de cada tipo de ecosistema acuático y de las posibles fuentes de contaminación o alteraciones de las características naturales del ambiente. En la construcción de esta perspectiva está implícita la interacción con los organismos de gestión nacional y provincial y con la comunidad a través de distintos mecanismos de comunicación.

Cabe resaltar también la reciente consolidación de un grupo de Especialistas en Ambientes Acuáticos Pampeanos (EsAAP) en el marco de la Asociación Argentina de Limnología con un manifiesto interés de hacer llegar las opiniones de los limnólogos de cada región de la provincia de Buenos Aires a los gestores de distintos cuerpos de agua de la provincia. La finalidad es intentar participar de modo formal en los comités de cuenca para aportar y alertar a la sociedad sobre los diversos problemas ecológicos que estos ambientes sufren debido a la intervención antrópica, y proporcionar soluciones para atenuar su deterioro.

Los problemas vinculados no sólo con la cantidad y calidad del agua han llevado a la sociedad a demandar en forma masiva y coordinada la cooperación de la comunidad científica para entender lo que está ocurriendo y para idear formas de enfrentar las soluciones, y a la gestión para que las implemente.

CONFERENCIA 5

LOS SITIOS DEMOSTRATIVOS DEL PROGRAMA DE ECOHIDROLOGÍA DE LA UNESCO

Gaviño Novillo, Marcelo

Coordinador del Programa Regional de Ecohidrología para América Latina y el Caribe - UNESCO/PHI.
Presidente - Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC)

1. Introducción

La División de Ciencias de la UNESCO cuenta con el Programa Hidrológico Internacional (PHI) como brazo ejecutor de las acciones que se desarrollan desde esa organización de las Naciones Unidas en relación con el agua. Fue creado en 1975 como un programa sectorial que poco a poco se ha ido transformado en un programa transdisciplinario cuya meta es promover la ciencia, la innovación y la transferencia de conocimientos para sustentar un manejo eficiente de los recursos hídricos basados en evidencia científica

Las actuales proyecciones del Consejo Mundial de Energía indican, por ejemplo, que para el año 2050 la región de América Latina incrementará su producción de energía eléctrica en un 550 %, mientras que el consumo asociado de agua se elevará en un 360 %. Estos incrementos serán necesarios para suplir la creciente demanda de agua. Pero por otra parte, el Índice del Planeta Vivo (Living Index Planet) indica que entre 1970 y 2000 las especies de agua continental disminuyeron en 50% mientras que las marinas y terrestres desaparecieron un 30%. Además, la concentración y crecimiento de la población en áreas urbanas seguirá presionando por mayores dotaciones de agua al igual que el riego. Son enormes desafíos para la sustentabilidad en la provisión de los bienes y servicios ambientales por parte de los ecosistemas.

Desde esta perspectiva, la gestión de los recursos hídricos y recursos naturales asociados adquieren un rol preponderante, pues para ampliar la cobertura de abastecimiento del agua será necesario aprovechar de manera incremental aún mayores fracciones de los recursos hídricos disponibles, de por sí ya escasos; implementar estrategias de control y remediación de la contaminación; y lograr una integración de los diversos instrumentos de gestión en pos de ello en escenarios de cambio climático.

Ello requiere de marcos teóricos y conceptuales que orienten a los decisores acerca de las múltiples dimensiones de la gestión del agua. Ello inclusive surge del mandato que emana del ODS 6.6 que indica para 2020: "proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos".

A fin de brindar una nueva metodología de enfoque para abordar estos desafíos surgió la Ecohidrología, en tanto una nueva ciencia que propone la aplicación de los siguientes principios (Zalewski, 1997), I) Restablecer y mantener los procesos evolutivos de circulación del agua, nutrientes y energía a escala de cuenca, II) amplificar la capacidad de carga (sólidez) de los ecosistemas frente a la presión antrópica, y III) usar las propiedades de los ecosistemas como herramientas de gestión del agua (ingeniería ecológica). Este enfoque fue adoptado por el Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO a partir de la Quinta Fase del su Plan Estratégico en 1996, y desde entonces se ha difundido tanto a nivel mundial como en América Latina y el Caribe, promoviendo actividades que tratan de incidir en la aplicación de estos tres principios en la práctica.

2. Los Sitios Demostrativos del Programa de Ecohidrología

Con objeto de demostrar la implementación de la Ecohidrología, en tanto una ciencia transdisciplinaria, el PHI decidió apoyar proyectos en los cuales se ha logrado un avance científico, la transferencia de conocimientos, la calibración de métodos, la educación y el desarrollo de capacidades. Para ello, ha desarrollado criterios que permiten reconocer sitios en los cuales se implementan prácticas sostenibles, innovadoras y transdisciplinarias de gestión del agua basadas en los principios de la Ecohidrología.

Estos proyectos han sido seleccionados en diferentes continentes, cubriendo el amplio alcance de los problemas del agua, los ecosistemas y la sociedad en sistemas ecológicos tales como cuencas hidrográficas, humedales, llanuras de inundación, ciudades, lagos y embalses, y estuarios y zonas costeras. Este conjunto único de proyectos se ha convertido no solo en una lección fundamental para la implementación de los principios de Ecohidrología, sino también en un punto de partida para la promoción de una “nueva ingeniería” que se base en soluciones basadas en la naturaleza.

3. Sitios demostrativos en la región de América Latina y el Caribe

Desde el año 2005 se han venido haciendo esfuerzos para implementar Sitios Demostrativos en la región, existiendo a la fecha un total de 4 sitios (Argentina, Bahamas, Costa Rica y Ecuador), cinco proyectos recientemente propuestos y tres expresiones de interés vigentes (Tabla 1):

Sitios Demostrativos	Cuenca del Lago Lácar - San Martín de Los Andes - Neuquén (Argentina) Líder del Proyecto: Marcelo Gaviño
	Victoria Pond Wetland - George Town - Great Exuma (Bahamas) John A. Bowleg
	Cuenca del río Reventazón – Turrialba (Costa Rica) Luz Marina Rodriguez
	Cuenca Los Paltas – Catacocha (Ecuador) Marco Albarracín
Propuesta de Sitios Demostrativos	Cuenca del Río Teusacá – Cuenca Río Bogotá (Colombia) José Gaona
	Cuenca Hidrográfica de Pelican Bay - Santa Cruz - Galápagos (Ecuador) Noèmi d'Ozouville/Marco Albarracín
	Humedal de la Zapatosa - Cuenca del río Magdalena” (Colombia) Beatriz Hernández
	Región de la Mojana – Cuenca del Río Magdalena (Colombia) Myriam Andrea Calderón
	Lago Tota (Colombia) Miguel Vera
Expresión de interés de nuevos Sitios Demostrativos	Las Pampas (Argentina)
	New Providence – Nassau (Bahamas)
	Esteros de Farrapos (Uruguay)

Tabla 1: Estado de situación de los sitios demostrativos en América Latina y el Caribe (Septiembre 2019)

El Sitio Demostrativo del Lago Lacar es uno de los 23 sitios seleccionados por UNESCO a escala mundial, en el cual se cuenta con experiencias demostrables de la aplicación de los principios del enfoque ecohidrológico a nivel de cuenca. El sitio se ubica en el sector argentino de la cuenca del Río Huahum-Valdivia (Provincia del Neuquén, Argentina). La cuenca hidrográfica del río Huahum, en la cual domina la presencia del Lago Lácar, es una de las cuencas de recursos hídricos compartidos entre Chile de mayor importancia desde un punto de vista socioeconómico de la Ecorregión Andino Patagónica (Burkart et al., 1999), siendo un buen ejemplo de las condiciones naturales y socioeconómicas reinantes en dicha región. El mayor desafío que se enfrenta es el manejo sustentable de una cuenca mediante el mejoramiento sensible de las políticas de uso del territorio y los recursos naturales para que se apoyen en evidencia científica, aplicando el enfoque ecohidrológico.

El proyecto fue diseñado e implementado inicialmente de manera conjunta por la actual Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica de la Nación y la Municipalidad de San Martín de los Andes para contribuir a la mitigación de inundaciones en el área urbana, la reducción de la erosión y la restauración de algunos servicios ecosistémicos (calidad del agua y del paisaje regional) mediante el uso de "ingeniería blanda" por medio de una combinación del uso de las fitotecnologías y medidas no estructurales (Gaviño Novillo, 2010). Las fitotecnologías son soluciones técnicas de bajo costo basadas en el uso de la vegetación nativa (plantas, pasturas), y otros recursos locales (rocas, leña) (Gaviño Novillo 2003; Sarandon et al., 2006). Los servicios ecosistémicos son los beneficios que la sociedad obtiene de los ecosistemas naturales (sus componentes o procesos) tales como la purificación del agua y del aire, la regeneración de la fertilidad del suelo, la mitigación de sequías e inundaciones, la polinización de los cultivos, la regulación del clima, la provisión de sitios de belleza natural y motivación espiritual

entre otros (Daily et al., 1997).

Después de 22 años de existencia el proyecto ha logrado su sostenibilidad y expansión a otras áreas de la Región Patagónica Andina (Argentina y Chile), siendo reconocido como un proyecto de demostración de alcance regional en la investigación, diseño e implementación de medidas innovadoras basadas en ecohidrología, ingeniería blanda y enfoque participativo.

4. Los criterios para la selección de nuevos Sitios Demostrativos

Como surge de la Tabla 1, una de las oportunidades para Argentina es la de incorporar un nuevo sitio demostrativo en la Región de las Pampas. Para ello existe un conjunto de criterios que permite efectuar propuestas. Ellos son:

- Reducir las brechas de conocimiento para abordar los problemas ecohidrológicos relacionados con los ecosistemas hídricos críticos, incluidos los de las zonas áridas y semiáridas, las zonas costeras, los estuarios y las zonas urbanizadas;
- Mostrar cómo un mejor conocimiento de las interrelaciones entre el ciclo hidrológico, los medios de vida y los ecosistemas pueden contribuir a una gestión del agua más eficiente y compatible con el ambiente;
- Demostrar soluciones sistémicas y oportunidades de transferencia de tecnología para garantizar la provisión de los bienes y servicios provistos por los ecosistemas frente a las necesidades de la sociedad.

Es de esperar que como conclusión del X Congreso EMEAP se puedan identificar oportunidades para que la región de la llanura Pampeana pueda proponer un proyecto en el cual pueda demostrarse el uso de la ecohidrología.



MESAS REDONDAS

MESA REDONDA 1

Conversatorio de saberes

Coordinadores

MARTÍN GRAZIANO - ROSANA FERRATI

Participantes

1. MARÍA EMILIA SOSA

Operaria de Limpieza del arroyo Languayú – Cooperativa El Laurel, CTEP Tandil.

2. GISELA CATALANO

Trabajadora Social CESAC - Centro de Salud Comunitario Villa Aguirre.

3. SILVANA CETRONE Y ANDREA SOLEDAD ALANÍS

Integrantes Centro de Referencia La Tribu, Villa Aguirre

4. EDUARDO ANTONIO FERRER

Concejal mandato cumplido. Integrante de la comisión de producción, trabajo y medio ambiente. Lic en Gestión Cultural; Prof. de Historia EGB y Diplomado en Gestión Legislativa.

5. CINTIA CONFORTI

Vecina del Barrio Villa Aguirre

El objetivo de este conversatorio de saberes es propiciar el intercambio de experiencias y conocimientos entre los actores que comparten una temática común desde diferentes miradas y vivencias. Tomaremos como caso de estudio la cuenca alta del arroyo Languayú, arroyo que tiene sus nacientes en la sierra de Tandilia, que luego se encuentra entubado para atravesar el ejido urbano y que, finalmente, sigue su cauce natural a cielo abierto atravesando el barrio Villa Aguirre de la ciudad de Tandil. Los actores sociales presentes en el conversatorio viven y/o trabajan en este barrio lindero al arroyo, y sufren las consecuencias de las cargas contaminantes provenientes de las conexiones clandestinas que se realizan al entubado, del volcado final de la planta de tratamiento cloacal, de la basura y de los residuales líquidos de las industrias linderas. Proponemos un espacio de encuentro donde vecinos, operarios, empleados municipales, profesionales de la salud y docentes, entre otros, puedan expresar su preocupación por los problemas que les acarrea el arroyo para luego, entre todos, y desde un abordaje transdisciplinar, iniciar un diálogo que propicie el acercamiento de la ciencia al territorio. Este ejercicio involucra a los investigadores como actores activos de un proyecto de investigación-acción⁽¹⁾ aplicado al territorio. Al decir de Tommasino y Cano (2016), el trabajo en territorio y la concepción de investigación-acción conlleva el desafío de incluir participativamente a los actores involucrados en las problemáticas a abordar, actores de la comunidad, decisores e investigadores, conformando un mapa interrelacionado y complejo que garantice un abordaje correcto y logre una real transformación del espacio donde se realice. La misión de la universidad pública es transformar los espacios en los que actúa, intra y extra muros, a través de iniciativas colectivas de sus miembros. Usualmente, para lograrlo, transmite y aplica conocimientos preexistentes. El desafío que planteamos es, además, generar nuevos conocimientos a partir de un diálogo de saberes en el espacio con el que se interactúa, para que ocurra la transformación.

1- INVESTIGACIÓN-ACCIÓN ES UN TIPO DE INVESTIGACIÓN SOCIAL CON BASE EMPÍRICA QUE ES CONCEBIDA Y REALIZADA EN ESTRECHA ASOCIACIÓN CON UNA ACCIÓN O CON LA RESOLUCIÓN DE UN PROBLEMA COLECTIVO Y EN EL CUAL LOS INVESTIGADORES Y LOS PARTICIPANTES REPRESENTATIVOS DE LA SITUACIÓN O DEL PROBLEMA ESTÁN ENVUELTOS DE MODO COOPERATIVO O PARTICIPATIVO (THIOLLENT, 1988; FALS BORDA, 1990; FREIRE, 1996; DE SOUZA SANTOS, 2006).

MESA REDONDA 2

Vegetación Ribereña y Macrófitas Acuáticas: Usos e implementación para el manejo de ecosistemas acuáticos superficiales y aguas residuales.

Coordinadores

DÉBORA JESABEL PÉREZ (CONICET – INTA BALCARCE)- CARLOS ALFREDO HARGUINTEGUY (CONICET – IMBV CÓRDOBA)

El agua es un recurso natural vital para los humanos e indispensable para todos los ecosistemas. El impacto de sustancias orgánicas e inorgánicas naturales y antropogénicas que se liberan constantemente al ambiente exige un conocimiento exhaustivo de la calidad del agua. La vegetación ribereña, constituida por consorcios de plantas terrestres, palustres y acuáticas, es un importante componente de la zona de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos, debido a que atenúan el ingreso y transferencia de nutrientes, sedimentos y contaminantes dentro de los ecosistemas acuáticos superficiales, favoreciendo el proceso de saneamiento de aguas. Por esta razón, se han convertido en un elemento de interés ambiental para el manejo y mejora de la calidad de ecosistemas acuáticos y aguas residuales, así como también para ser utilizadas como organismos indicadores de contaminación. Esta Mesa Redonda abarcará la temática propuesta desde diversos enfoques y distintas escalas de trabajo. Para ello se convocaron especialistas a nivel nacional de distintas instituciones, con el fin de nutrir la información y discusión de la temática, aprovechando las diversas experiencias y especialidades de los oradores.

Participantes

1. MARÍA DE LAS MERCEDES MUFARREGE

Instituto de Química Aplicada del Litoral, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral. Especialista en el uso de macrófitas para la remoción de contaminantes inorgánicos y la fitorremediación de efluente

“Remediación de aguas eutrofizadas utilizando wetlands flotante

Resumen:

La ciudad de Santa Fe (Argentina) está rodeada de humedales naturales que reciben efluentes urbanos que deterioran su calidad. La utilización de sistemas wetlands flotantes (SWFs) sería un recurso apropiado para tratar las aguas contaminadas con efluentes de escorrentía urbana. Estos efluentes poseen distintos contaminantes entre los cuales los compuestos de P y N son los mayoritarios, y pueden producir eutrofización de los cuerpos de agua cuando sobrepasan ciertas concentraciones. Los SWFs son un nuevo concepto de tratamiento que emplea macrófitas arraigadas emergentes que crecen en una capa flotante en la superficie del agua en lugar de arraigarse en los sedimentos. El objetivo de esta presentación es exponer los resultados obtenidos en la remoción de P y N al utilizar los SWF a escala de microcosmos, utilizando la especie *Typha domingensis*.

2. LAURA ESTEFANÍA PAZ

Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Especialista en el uso y trasplante de macrófitas nativas para la rehabilitación de ecosistemas acuáticos pampeanos.

“Estudio del rol de macrófitas acuáticas nativas y su trasplante en arroyo impactados por obras hidráulicas, sobre la calidad de las aguas”.

Resumen:

Gran parte de los ríos y arroyos de llanura son fuertemente modificados por obras hidráulicas, para mejorar el drenaje de las tierras circundantes. Como resultado de las obras, estos cursos de agua presentan

cauces profundos y uniformes, se produce una importante modificación del hábitat y pérdida de las conexiones laterales y longitudinales. Además, se han registrado reducciones significativas en la diversidad y densidad de invertebrados bentónicos, en los ensambles de aves, peces, fitoplancton y en las diatomeas del biofilm epifítico. También se han reportado importantes pérdidas de la vegetación acuática y de ribera, y debido a la simplificación de los cauces, la recolonización natural de los ensambles de macrófitas resulta poco probable. Debido a que las plantas acuáticas son un componente clave de la integridad ecológica de los arroyos de baja pendiente, su utilización podría ser una herramienta efectiva para recuperar simultáneamente diferentes aspectos del ecosistema (condiciones físicas, químicas y biológicas). El objetivo de esta disertación es analizar a los trasplantes de macrófitas como posibles herramientas para la rehabilitación de los arroyos de baja pendiente afectados por obras hidráulicas.

3. GUSTAVO CARLOS MARÍA GIACCIO

Chacra Experimental Integrada Barrow. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Especialista en estudios de franjas ribereñas sobre la retención de sedimentos y glifosato dentro de agroecosistemas del sudeste pampeano.

“Ambientes ribereños de arroyos la Pampa Austral: tipificación y comparación de algunas propiedades relevantes para el filtrado de sedimentos, nutrientes y glifosato transportados por escurrimiento superficial”

Resumen

Las franjas de vegetación ribereñas son bandas de vegetación nativa o exótica alrededor de arroyos, ríos y humedales, que integran la transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos. Poseen función de filtrado de contaminantes que son transportados por agua de escorrentía proveniente de lotes agropecuarios de la cuenca. Constituyen la última línea de defensa para la protección de la calidad de las aguas superficiales. Los objetivos son:

1. Caracterizar la composición de las principales comunidades vegetales.
2. Evaluar la capacidad de infiltración de agua de los suelos, en las comunidades determinadas en relación a las propiedades topográficas del terreno y físico-químicas de sus suelos
3. Evaluar la función de filtrado del agua de escurrimiento superficial que ejercen dos de las comunidades contrastantes (con y sin árboles).
4. Caracterizar morfológicamente las vías superficiales de flujo de escurrimiento preferencial, cuantificar su eficiencia de retención de nutrientes y glifosato, en comparación con el resto de las franjas de vegetación ribereñas y demostrar su conexión hidrológica con los campos adyacentes con uso agropecuario.
5. Evaluar la eficiencia de biorremediación de un sistema conformado por especies leñosas y herbáceas, asistidas por actinobacterias, para mejorar la capacidad de filtrado de los suelos ribereños, contaminados con glifosato en regiones agrícolas del sur de la provincia de Buenos Aires.

4. CARLOS ALFREDO HARGUINTEGUY

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal – Universidad Nacional de Córdoba. Especialista en el uso de macrófitas como organismos indicadores de contaminación por metales pesados y su uso en el tratamiento de aguas residuales en humedales artificiales

“Uso de macrófitas como organismos indicadores de contaminación por metales pesados y su uso en el tratamiento de aguas residuales en humedales construidos”.

Resumen

La contaminación de los ambientes acuáticos es uno de los grandes problemas a nivel mundial. El avance de la industrialización ha contribuido en forma sistemática a emisiones crecientes de metales pesados y metaloides, con el consecuente deterioro de la calidad ambiental. Las principales fuentes de emisión de metales son la agricultura, curtiembres, minería, industrias (metalúrgica, fundición, refinerías químicas y

petroquímicas) y la actividad urbana. Las macrófitas acuáticas son un componente importante del sistema béntico de producción primaria de los ecosistemas acuáticos y en general obtienen nutrientes, junto con metales, a través de sus raíces tomándolos del sedimento y del agua por las hojas. La acumulación de metales pesados en macrófitas puede proporcionar una evaluación integrada de los niveles de metales pesados a los que han estado expuestas, pudiendo emplearse como bioindicadores. El objetivo de esta disertación es mostrar los resultados de la eficiencia de remediación de aguas residuales contaminadas con metales utilizando especies de plantas acuáticas nativas y, a su vez, estudiar la bioacumulación y distribución de estos contaminantes y sus efectos subletales para su implementación en humedales construidos a gran escala.

5. DÉBORA JESABEL PÉREZ

Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Especialista en el uso de macrófitas como organismos indicadores de la contaminación por contaminantes orgánicos, plaguicidas de uso actual y fármacos.

“*Typha latifolia* como organismo bioacumulador de contaminantes emergentes”

Resumen

Los fármacos y productos de cuidado personal, comúnmente llamados PPCPs por sus siglas en inglés, son contaminantes bioactivos y ubicuos en ecosistemas acuáticos a escala mundial. Entre ellos se encuentran antibióticos, anticonvulsivos, anticonceptivos, antiinflamatorios, antibacterianos, antidepresivos, etc. El ingreso de PPCPs a los ecosistemas acuáticos se produce por efluentes cloacales, vertidos de aguas negras clandestinos, escurrimiento desde campos tratados con biosólidos, efluentes de tambos y ganados, desechos avícolas, desechos de fabricación, desechos hospitalarios, etc. En este sentido, la exposición de los organismos acuáticos a los PPCPs es una situación real que requiere atención. Asimismo, a escala mundial las plantas palustres y acuáticas, se han convertido en organismos clave en procesos de fitorremediación de PPCPs. Como las propiedades físico-químicas de los PPCPs y las características de las plantas (tasa de transpiración, contenido de lípidos, etc.) varían ampliamente, el ingreso, translocación y distribución en los tejidos son procesos que no han sido estudiados en profundidad. La finalidad de esta disertación es mostrar los resultados obtenidos a escala de invernadero, del ingreso, translocación y distribución en los tejidos de una mezcla de PPCPs utilizando la macrófita *Typha latifolia* y de esta manera evaluar su potencial rol como organismo biomonitor de la contaminación por PPCPs.

MESA REDONDA 3

Gestión de ecosistemas acuáticos pampeanos

Coordinadora

NORA GÓMEZ

La presente mesa redonda, titulada Gestión de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, tiene como objetivo exponer experiencias de gestión por parte de especialistas involucrados en esta temática. El panel reunirá a cinco especialistas quienes disertarán, desde diferentes perspectivas de análisis, sobre el manejo sustentable de los recursos hídricos. Así, la mesa redonda propone la exposición de actores comprometidos en la gestión sostenible de los recursos hídricos: un investigador de la academia que realiza actualmente una experiencia de gestión integrada y participativa en Uruguay, una abogada que aportará sobre los aspectos legales e institucionales de la gestión del recurso hídrico en los ecosistemas pampeanos, funcionarios del estado quienes comentarán las políticas de gestión llevadas adelante por organismos nacionales y provinciales así como también experiencias de gestión de recursos hídricos por parte de autoridades municipales. Consideramos que el diálogo entre diferentes actores involucrados en la gestión del agua es fundamental para poder llevar adelante el manejo, la conservación y el uso sostenible de los recursos hídricos de la región pampeana. Finalmente, propiciamos con este encuentro, un espacio de intercambio que reemplace progresivamente la visión fragmentada que aún hoy domina gran parte de las organizaciones y estructuras relacionadas con el manejo del recurso. Esto posibilitará la generación de futuras políticas de estado donde la conservación de los recursos hídricos esté por encima de los criterios económicos, cortoplacistas y coyunturales.

Participantes

1. NÉSTOR MAZZEO

Doctor en Ciencias, Departamento de Ecología y Gestión Ambiental del Centro Universitario Regional Este (CURE) y de la Facultad de Ciencias, Universidad de la República (UdelaR).

“Gobernanza de Laguna del Sauce y su cuenca asociada: transición desde el comando-control a la gestión integrada”

2. PAULA NOSEDA

Facultad de Derecho, UNICEN

“Aspectos legales e institucionales de la gestión del recurso hídrico en los ecosistemas pampeanos”

3. SUSANA LABORDE

Jefa Zona V de Dirección Provincial de Hidráulica

“La gestión del agua en el territorio. ¿Una responsabilidad compartida?”

4. GUSTAVO LORUSSO

Subsecretario de Desarrollo Sostenible, Municipalidad de Azul

“La gestión municipal de los recursos hídricos en el partido de Azul”

5. LEANDRO GARCÍA SILVA

Coordinador del Programa de Gestión Ambiental del Agua y los Ecosistemas Acuáticos en la Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

“Integridad ecológica para la seguridad hídrica”







EJE TEMÁTICO 1

ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS



Respuestas estructurales y dieta de Chironomidae en bañados de desborde fluvial

Paula Altieri¹, Ludmila Rodriguez Catanzaro¹, Alberto Rodriguez Capítulo¹, Roberto Jensen¹ y Carolina Ocon¹

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (UNLP- CONICET) –Boulevard 120 y 62 N° 1437- La Plata (1900) - Buenos Aires - Argentina.

Email: altieripaula@ilpla.edu.ar

RESUMEN

En el presente trabajo se estudiaron parámetros estructurales (diversidad, riqueza, equitabilidad) y funcionales (dieta) de la taxocenosis de Chironomidae, con el objetivo de analizar si existen diferencias entre dos arroyos bonaerenses con bañados de desborde fluvial sometidos a diferente uso del suelo. Se seleccionaron los arroyos; Chubichamini, con ganadería extensiva y Del Gato con agricultura intensiva y, se identificó un total de 12 géneros, con dominancia de la subfamilia Chironominae. *Rheotanytarsus* fue el género más abundante en el Chubichamini mientras que *Parachironomus* en el Del Gato. Chubichamini presentó mayor riqueza, diversidad de Shannon y densidad ($p < 0.05$, ANOVA de dos vías). El análisis de contenidos digestivos permitió establecer un mayor consumo de detritos con respecto a los demás ítems alimenticios en todos los géneros. El método de ordenamiento aplicado (MDS) permitió agrupar a los organismos según su alimentación, no pudiendo establecerse una diferenciación entre sitios de muestreo.

Palabras claves: CHIRONOMIDAE - DIETA - BAÑADOS.

Introducción

La familia Chironomidae (Diptera: Nematocera) constituye uno de los grupos más conspicuos de macroinvertebrados en los cuerpos de agua de la zona pampeana, tanto en número de especies, como de individuos. Sin embargo, variaciones en los hábitats disponibles y la presión ejercida por la intensificación de los usos del suelo pueden causar la modificación de la taxocenosis, lo que puede llevar al empobrecimiento de la diversidad. Esta familia es de gran importancia en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos debido a que constituyen un link entre los recursos basales que sustentan la red trófica y los eslabones superiores de la misma (Sanseverino y Nessimian, 2008). El estudio de la dieta de estos organismos permite conocer sus preferencias alimentarias e indirectamente establecer una asociación con el tipo de sustrato o hábitat al cual están relacionados (Butakka et al., 2016). En este estudio se evaluó la riqueza, diversidad y densidad de Chironomidae en dos arroyos bonaerenses con bañados de desborde fluvial sometidos a diferente uso del suelo y se determinó la dieta para cada género registrado

con el fin de establecer si existen diferencias entre sitios para los parámetros relevados.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

El estudio se llevó a cabo en dos arroyos de la llanura bonaerense con bañados de desborde fluvial, el Chubichamini (partido de Magdalena) y Del Gato (partido de La Plata). El primero de ellos se encuentra en una zona de ganadería extensiva, mientras el segundo arroyo en una zona de agricultura intensiva y recibe descargas domiciliarias. En cada uno de ellos se establecieron tres sitios de muestreo: el bañado, aguas arriba y aguas abajo del mismo (Fig. 1).

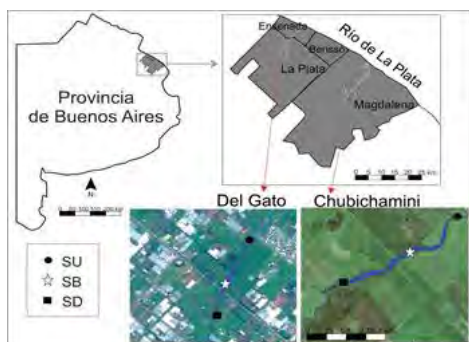


Fig. 1. Ubicación geográfica de los arroyos estudiados en la prov. de Buenos Aires. SB: sitio bañado, SU: sitio aguas arriba del bañado y SD: sitio aguas abajo.

Muestreo

Se realizó un muestreo en primavera por tratarse de la época de mayor oferta alimentaria. Para la colección de organismos se tomaron muestras sobre la vegetación acuática utilizando un cuadrado plástico de 625 cm² y un tamiz de 500 µm.

Procedimiento en laboratorio

Las muestras biológicas fueron lavadas y los organismos fueron separados bajo lupa binocular. Los ejemplares de Chironomidae fueron montados en preparados microscópicos transitorios con glicerina como medio de montaje. La identificación y el recuento se llevaron a cabo bajo microscopio óptico. La determinación taxonómica se realizó mediante el uso de las claves taxonómicas de Wiederholm (1983) y Epler (2001). Posteriormente se realizó la disección del tubo digestivo de cada ejemplar bajo microscopio estereoscópico. Los contenidos fueron montados para su observación bajo microscopio óptico, siguiendo a Muñoz et al. (2009). Se fotografiaron 15 campos al azar, se determinaron los diferentes ítems alimentarios y se cuantificaron midiendo el área cubierta por cada uno, expresándose como abundancia relativa porcentual del total del contenido (Jaarsma et al., 1998). Para ello se utilizó el programa libre Image J.

Análisis de Datos

Se calculó la densidad, riqueza (S), el índice de diversidad de Shannon (H') y equitabilidad (J') del ensamble de Chironomidae, por medio del programa Past 3. Posteriormente se realizó un ANOVA de 2 vías, comparando los atributos estructurales entre arroyos y sitios del muestreo mediante el programa Infostat. Los datos se transformaron mediante log(x+1). Para las

variables que no cumplieron con los supuestos de normalidad, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. Para establecer agrupamientos entre los taxa de Chironomidae, según la proporción de ítems alimenticios consumidos, se aplicó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (MDS) utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis y el enlace promedio entre grupos. El mismo se realizó con el PRIMER 6. Las proporciones fueron previamente transformadas a aseno (x/100).

Resultados

A partir de las muestras analizadas se identificaron doce géneros de la familia Chironomidae, de los cuales seis pertenecen a la Subfamilia Chironominae, tres a Orthocladinae y tres a Tanypodinae (Tabla 1). El arroyo Chubichamini presentó la mayor riqueza de géneros, diversidad y densidad total. Los resultados del ANOVA demostraron que estas diferencias fueron significativas entre los sitios Chubichamini y Del Gato (riqueza: p=0.017, diversidad: p= 0,013 y densidad: p=0,049). El género *Parachironomus* fue el más abundante para el arroyo Del Gato mientras que para el arroyo Chubichamini lo fue el género *Rheotanytarsus*.

Tabla 1. Subfamilias y géneros presentes en los arroyos estudiados (DG: Del Gato, Ch: Chubichamini).

Subfamilia	Género	Acrónimo	DG	Ch
Chironominae	<i>Chironomus</i>	Ch	x	x
	<i>Parachironomus</i>	Pc	x	x
	<i>Polypedilum</i>	Po	x	x
	<i>Rheotanytarsus</i>	Rh	x	x
	<i>Paratanytarsus</i>	Pa		x
	<i>Tanytarsus</i>	Ty		x
Orthocladinae	<i>Corynoneura</i>	Co	x	x
	<i>Limnophyes</i>	Ly	x	
	<i>Thienemanniella</i>	Th	x	x
Tanypodinae	<i>Ablabesmyia</i>	Ab		x
	<i>Labrundinia</i>	La		x
	<i>Tanytus</i>	Tp		x

Mediante el análisis de contenidos digestivos se reconocieron 6 ítems alimenticios (detrito, Bacillariophyceae, restos vegetales, restos animales, Fungi, Chlorophyta) de los cuales el detrito fue el dominante para todos los taxa estudiados. El MDS (Figura 2) permitió establecer cuatro agrupamientos con un 70% de similitud.

Por un lado los ejemplares de *Chironomus* en el SU Del Gato, caracterizados por la alta proporción de restos vegetales consumidos (45%), por otro lado los ejemplares de *Tanytus* en el TU Chubichamini por su proporción de

diatomeas (50%). El tercer grupo lo conformaron los géneros que consumieron detritos como ítem dominante o exclusivo (>98%) y el cuarto grupo, aquellos que presentaron una dieta diversa, integrada por tres o más de los ítems.

Discusión

El análisis de parámetros estructurales del ensamble de Chironomidae permitió determinar una mayor densidad, riqueza y diversidad en el arroyo sometido a ganadería extensiva que en el de uso agrícola. Similares resultados fueron obtenidos por Saito y Fonseca Gessner (2014) y De Toni et al. (2014) en arroyos de Brasil. En este sentido, Lenat (1983), indicó que sitios con impacto moderado y alto contenido de materia orgánica favorecen la presencia de especies tolerantes de la familia, aumentando los valores de los mencionados parámetros. En cuanto a la dominancia de *Rheotanytarsus* en el arroyo Chubichaminí, Cortese et al. (2019) lo señalan como indicador de lugares con menos contaminación.

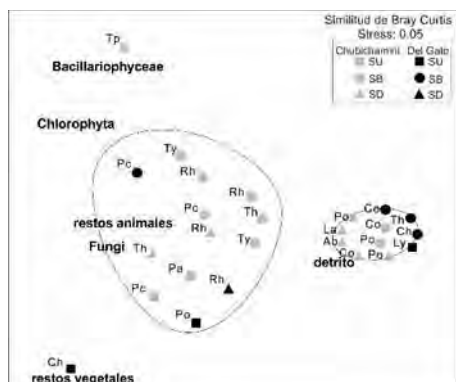


Fig. 2. Ordenamiento de los géneros de Chironomidae según los ítems alimenticios considerados.

A partir del análisis de contenidos digestivos se pudo establecer que la dieta de los ejemplares de Chironomidae en todos los sitios se basó principalmente en detritos. Estos resultados coinciden con los de Galizzi et al (2012). Según Saito y Fonseca Gessner (2014) la preponderancia de los detritos en la nutrición de los Chironomidae en arroyos refuerza la importancia de esta familia en los procesos ecosistémicos, transformando materia muerta de escaso valor nutricional en materia animal que puede ser utilizada por otros niveles tróficos. El MDS permitió observar agrupamientos de los géneros analizados, según los ítems

alimenticios, independientemente de los sitios donde se hallaban. Este trabajo permitió caracterizar los bañados con diferente uso del suelo a partir de las respuestas estructurales de la familia Chironomidae.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el Proyecto de Investigación Institucional (PUE) 2017-2021.

Referencias

- Butakka, C.M.M., Ragonha, F.H., Train, S., Pinha, G.D., y Takeda, A.M. 2016. Chironomidae feeding habits in different habitats from a Neotropical floodplain: exploring patterns in aquatic food webs. *Brazilian Journal of Biology*, 1–9.
- Cortese B., Zanutto Arpellino J.P., Paggi A.C. y Rodrigues Capítulo A. 2019. Chironomid genera distribution related to environmental characteristics of a highly impacted basin (Argentina, South America). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 26(8):8087-8097.
- De Toni, K., Nava, D., Restello, R., Decian, V., Rovani, I. y Hepp, L. 2014. Integridade da paisagem e sua influência sobre a composição da comunidade de Chironomidae (Diptera) em riachos de pequena ordem. *Ecologia Austral*, 24:335-342.
- Epler J. 2001. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina*. Crawford, South Carolina.
- Galizzi, M.C., Zilli, F., y Marchese, M. 2012. Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Iheringia. Série Zoologia*, 102(2):117-121.
- Jaarsma, N.G., S.M. de Boer, C.R. Townsend, R.M. Thompson y Edwards E.D. 1998. Characterising food-webs in two New Zealand streams. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.*, 32:271-286.
- Lenat, D. 1983. Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwater Invertebrate Biology*, 2(4): 192-198.
- Muñoz, I., Romani, A. M., Rodrigues Capítulo, A., González Esteban J. y García-Berthou E. 2009. Relaciones tróficas en el ecosistema fluvial. En: A. Elozei y S. Sabater (eds.) *Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao. 359-378.
- Sanseverino, A.M. y Nessimian, J.L. 2008. The food of larval chironomids in a stream of the Atlantic Forest (Rio de Janeiro, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 20:117-130.
- Saito, V. y Fonseca-Gessner, A. 2014. Taxonomic composition and feeding habits of Chironomidae in Cerrado streams (Southeast Brazil): impacts of land use changes. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 26:35-46.
- Wiederholm, T. 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 1. *Larvae. Ent. Scand. Suppl.*, 19: 1-457.



Análisis de la influencia de la cosecha de plantaciones de pino y de incendios forestales sobre la comunidad algal de arroyos serranos

Melina Aveiro¹, Luciana Cibils Martina^{1 2}, Romina Principe^{1 2}

¹ Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC), Córdoba, Argentina.

² ICBIA, CONICET-UNRC

Email: melina.aveiro.9@gmail.com

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue analizar los cambios en la comunidad algal de arroyos serranos forestados con pinos luego de la cosecha y de incendios forestales comparándolos con los de arroyos en pastizales naturales (condición de referencia). Los ensambles del año previo a la cosecha e incendios (2008) se distinguieron de los del año posterior a estos eventos (2014). En 2014, los ensambles de los arroyos cosechados estuvieron caracterizados por especies indicadoras diferentes a las de los ensambles en arroyos en pastizales. Las diferencias entre los arroyos cosechados y en pastizales se registraron en distintos sitios, lo cual tiene relevancia considerando que éstos fueron cosechados en diferentes momentos. Los resultados sugieren que la comunidad algal resultó afectada por una interacción de múltiples estresores relacionados con la cosecha de pinos e incendios forestales. Esto ratifica la importancia de implementar zonas de amortiguación ribereña sin forestar para preservar los sistemas fluviales.

Palabras claves: PERIFITON - USO DEL SUELO - ECOSISTEMAS LÓTICOS

Introducción

En la década del '70 las autoridades gubernamentales fomentaron y subsidiaron la actividad forestal (Ley Nac. 25.080) resultando en el reemplazo de extensas áreas de pastizales por plantaciones de pino. En la provincia de Córdoba totalizaron unas 36.000 ha forestadas entre los 900 y 1600 msnm (Plevich et al., 2002). Las implantaciones de pino producen un cambio en la entrada de energía a los sistemas fluviales de las cuencas forestadas, debido a que se reduce significativamente la incidencia de luz afectando a las comunidades de algas bénticas (Cibils-Martina et al., 2017). En el área de estudio se ha detectado un cambio en la composición, estructura y diversidad funcional de las comunidades de algas epilíticas en arroyos afectados por la implantación de pináceas (Cibils et al., 2015, Cibils-Martina et al., 2017). En el año 2011, luego de 40 años sin manejo, algunas plantaciones de la zona empezaron a ser cosechadas y no se tiene información sobre los cambios en la comunidad algal luego de la cosecha. La cosecha de pinos permite el ingreso de luz que puede conducir a un incremento en la biomasa de perifiton (Boothroyd et al., 2004),

pero trae aparejada una serie de disturbios debido a la apertura de caminos que atraviesan los arroyos, y al ingreso de gran cantidad de sedimentos, ramas y troncos (Thompson et al., 2009). Estas prácticas alteran la morfología e hidrología del cauce (Studinsky et al., 2012) y pueden evitar la recuperación de las comunidades a condiciones similares a las de los arroyos de pastizales, como se ha reportado para la comunidad de macroinvertebrados (Death et al., 2003). En el año 2013 se registraron incendios forestales que cubrieron una gran superficie del valle de Calamuchita. Los incendios impactan sobre los arroyos al incrementar la erosión y el transporte de sedimentos, materia orgánica y sustancias tóxicas (Moody et al., 2013) afectando a las comunidades y las redes tróficas (Minshall, 2003, Minhuc y Minshall, 2005). El objetivo analizar los cambios en la comunidad algal de arroyos serranos forestados con pinos luego de la cosecha y de incendios forestales comparándolos con los arroyos en pastizales naturales como condición de referencia.

Materiales y métodos

Los muestreos se realizaron en el período de aguas bajas (agosto) de 2008 (antes de cosecha e incendios) y 2014 (después de cosecha e incendios). Se seleccionaron tramos de 50 m en dos arroyos de pastizal y dos arroyos forestados (1 par de arroyos forestado/pastizal en sitio 1 y otro par en sitio 2), donde se registraron temperatura, pH, conductividad, oxígeno, velocidad de corriente y profundidad. En cada arroyo se recolectaron 3 sustratos rocosos (de 10 a 25 cm de diámetro) los cuales fueron raspados con cepillo de cerdas firmes. Las muestras fueron conservadas con formol al 4%. Se identificaron las especies algales y se realizaron cálculos de densidad. Para la identificación de las diatomeas las muestras fueron tratadas con peróxido de hidrógeno 100 v y se realizaron preparados permanentes, utilizando ZRAX (1,7) ® como medio de montaje. Los recuentos se realizaron por métodos directos a 400 aumentos, siguiendo transectas a lo largo del cubre objeto, contando 3 cámaras en cada muestra. La estimación de la densidad algal se realizó siguiendo a Villafañe y Reid (1995). La diferenciación de comunidades entre arroyos y años se analizó mediante un escalamiento no métrico multidimensional (NMDS), utilizando el coeficiente de similitud de Bray-Curtis. Las diferencias entre grupos se comprobaron mediante un análisis de similitudes (ANOSIM) utilizando el programa PAST versión 3.13. Se identificaron especies indicadoras a través del método del Valor Indicador (INDVAL) mediante el programa PC-ORD versión 5.0. Las variables estructurales: riqueza, diversidad, equitatividad y abundancia, se compararon entre años y tipos de arroyo mediante modelos lineales generalizados (GLM), utilizando el software R 3.5.1.

Resultados

Se identificó un total de 187 taxones de algas, clasificados dentro de las divisiones Bacillariophyta, Cyanobacteria, Charophyta, Chlorophyta, Rhodophyta y Euglenozoa. Las especies *Achnanthes minutissimum*, *Cocconeis placentula*, *Fragilaria capucina*, *Gomphonema parvulum* y *Nitzschia linearis*, fueron las más representativas en relación a su densidad por sitio (1 y 2) y tipo de arroyo (forestado/pastizal). Los ensambles algales se distinguieron principalmente entre los años (NMDS, Fig. 1) (ANOSIM: $R=0,627$; $p=0,0001$). Se observó también una diferenciación entre los sitios (ANOSIM: $R=0,31$; $p=0,0009$) y los tipos de arroyos (forestados y en pastizales) (ANOSIM: $R=0,187$ $p=0,04$). Con el método IndVal se

obtuvieron las especies indicadoras de tipo de arroyo y sitio para el año post-cosecha (2014) (Tabla 1).

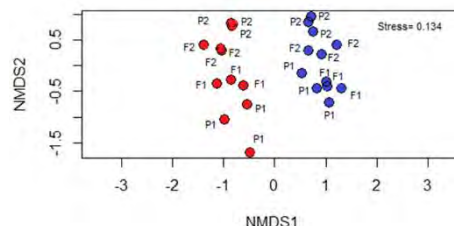


Fig. 1. NMDS de muestras de algas de arroyos serranos en pastizales (P) y forestados (F) de los sitios 1 y 2 en 2008 antes de la cosecha y los incendios (azul), y en 2014 (rojo).

Tabla 1. Especies indicadoras y valor indicador (VI) de arroyos en pastizales y cosechados y de sitio 1 y 2 luego de la cosecha e incendios (2014).

PASTIZAL	VI	p
<i>Reimeria sinuata</i>	99,8	0,0054
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	88,5	0,0084
<i>Cocconeis placentula</i>	83,3	0,0116
FORESTACIÓN	VI	p
<i>Navicula peregrina</i>	93,6	0,0148
<i>Pinnularia silviasalae</i>	76,4	0,0196
<i>Pinnularia microstauron</i> var. <i>angusta</i>	73,4	0,0332
SITIO 1	VI	p
<i>Amphora pediculus</i>	100	0,0026
<i>Navicula cryptocephala</i>	100	0,0026
<i>Chroococcales</i> sp.1	79,4	0,0368
SITIO 2	VI	p
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	100	0,0026
<i>Melosira varians</i>	100	0,0026
<i>Scenedesmus alternans</i>	100	0,0026
<i>Scenedesmus eornis</i>	98,8	0,0026
<i>Navicula capitatoradiata</i>	88,7	0,0084

VI= valor indicador significativo ($p < 0,05$)

Se identificaron 3 especies características de cada tipo de arroyo (cosechado/pastizal) mientras que el sitio 1 y 2 presentaron 3 y 5 especies indicadoras, respectivamente. Los GLM mostraron que la densidad de especies fue tres veces mayor en el arroyo de pastizal del sitio 2 en 2008 (selección de modelo aditivo sitio+tipo de arroyo+año por criterio de Akaike). Las diferencias en riqueza, diversidad y equitatividad entre tipos de arroyos dependieron del año y del sitio (selección de modelo interactivo sitio*tipo

arroyo*año por criterio de Akaike). La riqueza en el arroyo de pastizal fue mayor que en arroyo forestado en el sitio 2 en ambos años, mientras que en el sitio 1 no se observaron diferencias. La diversidad y la equitatividad fueron mayores en el sitio 2 del año 2014, sin diferenciar los arroyos de pastizal y bosque post-cosecha.

Discusión

Los ensamblajes algales relevados en el año 2008 se distinguieron mayormente de los muestreados en 2014. En octubre de 2013 sucedió uno de los incendios forestales más grandes en el área de estudio afectando tanto a arroyos forestados como en pastizales. Si bien las diferencias detectadas entre años podrían deberse al efecto de los incendios, se debe considerar también que los ecosistemas lóticos presentan una gran heterogeneidad espacio - temporal natural (Allan y Castillo, 2007). Una base de datos más amplia, que involucre relevamientos durante años adicionales antes y después de los incendios permitirá ratificar si las diferencias entre años pueden atribuirse a las modificaciones producidas por los incendios o si responden a una fluctuación natural de la comunidad. De hecho, se cuenta con relevamientos de la comunidad durante 2012 y 2015, no incluidos en este trabajo, por lo que futuros estudios permitirán definir el efecto de los incendios en estos arroyos. Las diferencias detectadas entre los arroyos en pastizales y los arroyos cosechados, se registraron al interno de los distintos sitios, lo cual tiene relevancia considerando que los distintos sitios fueron cosechados en diferentes momentos.

Los resultados sugieren que la comunidad algal de estos arroyos resultó afectada por una interacción de múltiples estresores dada por la implantación de pinos y los incendios forestales, los cuales se ven agravados en las plantaciones por la cantidad de material combustible. Esto ratifica la importancia de implementar zonas de amortiguación ribereña sin forestar para salvaguardar la estructura y el funcionamiento de los sistemas fluviales.

Referencias

Allan, J.D., y Castillo, M.M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.

Boothroyd, I.K.G. Quinn, J.M., Langer, E.R., Costley, K.J. y Steward, G. (2004). Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams: 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology

and periphyton. *Forest Ecol. Manag.*, 194: 199–213.

Cibils, L., Príncipe, R., Márquez, J., Gari, N. y Albariño, R. (2015). Functional diversity of algal communities from headwater grassland streams: How does it change following afforestation? *Aquat. Ecol.*, 49:453–466.

Cibils-Martina, L., Márquez, J., Príncipe, R., Gari, N. y Albariño, R. (2017). Pine afforestation affects key primary producers in mountain grassland streams in Córdoba, Argentina. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.*, 51:591–607.

Death, R.G., Baillie, B. y Fransen, P. (2003). Effect of *Pinus radiata* logging on stream invertebrate communities in Hawke's Bay, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Fresh.*, 37:507–520.

Minshall, G.W. (2003). Responses of stream benthic macroinvertebrates to fire. *Forest Ecol. Manag.*, 178:155–161.

Minhuc, T.B. y Minshall, G.W. (2005). The trophic basis of reference and post-fire stream food webs 10 years after wildfire in Yellowstone National Park. *Aquat. Sci.*, 67:541–548.

Moody, J.A., Shakesby, R.A., Robichaud, P.R., Cannon, S.H., y Martin, D.A. (2013). Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, 122:10–37.

Plevich, J., Núñez, C., Cantero, J., Demaestri, M. y Viale, S. (2002). Biomasa del pastizal bajo diferentes densidades de pino (*Pinus elliottii*). *Agroforestería en las Américas*, 9(33–34):19–23.

Studinsky, J.M., et. al. (2012). The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology.

Thompson, R.M., Phillips, N.R. y Townsend, C.R. (2009). Biological consequences of clear-cut logging around streams-Moderating effects of management. *Forest Ecol. Manage.*, 257:931–940.

Villafañe, V.E. y Reid, F.M.H. (1995). Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K., Ferrario M.E., Oliveira E.C. y Sar E. (eds.). *Manual de Métodos Ficológicos*. Edit. Universitaria. Concepción, Chile. 169–185.



Dieta de *Corydoras paleatus* en un arroyo pampeano bajo distintos escenarios ambientales

Andrea Bertora^{1,2}, María Soledad Fontanarrosa^{1,2}, Fabián Grosman¹, Pablo Sanzano¹ y Juan José Rosso^{2,3}

¹ Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (UNCPBA – CIC) – General Pinto 399, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

³ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Grupo de Biotaxonomía Morfológica y Molecular de Peces – Rodríguez Peña 4046, Mar del Plata (B7600), Buenos Aires, Argentina.

Email: bertorandrea@gmail.com

RESUMEN

Los cambios en el uso del suelo afectan las comunidades de peces, como eventualmente las de sus organismos presas, modificando su comportamiento trófico. Se estudió la dieta de *Corydoras paleatus* en diferentes escenarios ambientales (urbano-agrícola-ganadero) del arroyo Languetú. Se analizaron 231 tractos digestivos y se discriminaron 14 categorías alimentarias. Las dietas difirieron significativamente entre sitios, siendo el urbano y el ganadero los más disímiles. En el tramo urbano las larvas de Psychodidae constituyeron el alimento principal, acompañado de Chironomidae, nematodos y restos minerales; en el agrícola y el ganadero predominaron larvas de Chironomidae seguidas por nematodos, y larvas de Psychodidae o algas filamentosas respectivamente. La amplitud trófica fue máxima en el sitio urbano y mínima en el ganadero. La dieta de *C. paleatus* reflejó el escenario ambiental impuesto por los usos de suelo y se propone como una alternativa de valor al momento de la evaluación ambiental de estos sistemas.

Palabras claves: USOS DEL SUELO - PECES - ALIMENTACIÓN.

Introducción

Durante los últimos años en la región pampeana se han producido importantes cambios en los usos del suelo. Esta intensificación en el uso del suelo trae aparejado el incremento del deterioro de las aguas superficiales, lo cual tiene su efecto sobre las diversas comunidades que las habitan, entre ellas, los peces (Karr, 1981). Los cambios en la composición y estructura de las comunidades de peces no son los únicos que siguen de cerca a los gradientes de deterioro ambiental en los ecosistemas acuáticos. La variedad de los recursos autóctonos y alóctonos en las dietas de las especies de peces refleja la integridad funcional-trófica del ecosistema. En arroyos donde las características estructurales del canal y sus alrededores se conservan, se encuentra la mayor disponibilidad de alimentos. Si las condiciones ambientales de estos sistemas varían, también se trasladan en cambios en la abundancia y disponibilidad de los recursos y, de este modo, la dieta de los organismos acuáticos puede ser alterada.

El arroyo Languetú está localizado en la llanura pampeana al sureste de la provincia de Buenos Aires. El arroyo es utilizado en la cercanía a la ciudad de Tandil como receptor de líquidos pluviales, líquidos residuales de tratamiento de efluentes cloacales, residuos de industrias muchas de las cuales son deficientes en su tratamiento (OPDS, 2009), descargas de camiones atmosféricos, entre otros. La comunidad de peces que habita en el arroyo Languetú ha sido recientemente explorada (Bertora *et al.*, 2018), identificando un total de 16 especies. De todas ellas, solo *Corydoras paleatus* fue hallada en diferentes tramos del arroyo con condiciones ambientales contrastantes. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue analizar la dieta de *Corydoras paleatus* en diferentes tramos del arroyo Languetú y explorar patrones alimentarios que pudieran estar relacionados con los diferentes escenarios ambientales.

Materiales y métodos

Se seleccionaron tres tramos del arroyo Langueyú de 100 metros de longitud con usos del suelo contrastantes: urbano-industrial (U), agrícola (A) y ganadero (G). Se colectaron ejemplares de *Corydoras paleatus* y se determinó el largo estándar de cada ejemplar. Se extrajeron sus tractos digestivos, se fijaron en formalina al 10% y conservaron en etanol al 70%. Se determinó el grado de repleción (R), se separó el primer tercio, se extrajo su contenido y se pesó en balanza analítica. Se calculó el índice de vacuidad (Iv) de los tractos analizados. Los componentes de la dieta se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible bajo lupa y microscopio óptico. Se contabilizó el número de ejemplares enteros y se estimó la presencia de los semi-digeridos a través de estructuras conservadas. Se pesó el total de ejemplares de cada categoría alimentaria. A partir de los datos obtenidos se calculó la abundancia y peso relativa/o a todos los tractos analizados, para luego calcular el índice combinado de importancia relativa (IRI) modificado por Hacunda (1981). Se calculó la frecuencia de ocurrencia (Fo) de cada ítem alimenticio y la amplitud del nicho trófico (H') en cada sitio. A partir de los datos de frecuencia de ocurrencia y abundancia específica se aplicó el método propuesto por Costello (1990) y modificado por Amundsen *et al.* (1996) para identificar los patrones de comportamiento trófico y la relevancia de los diferentes ítems de la dieta bajo diferentes condiciones ambientales. Los datos de abundancia relativa y peso relativo fueron transformados a su respectiva raíz cuadrada, y se calculó la matriz de similitud de Bray-Curtis entre sitios. Se ilustró la dispersión en dos dimensiones y el posible solapamiento de las dietas de todas las muestras utilizando el escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), eliminando las muestras con un sólo ítem. La significancia de las diferencias entre las dietas de los diferentes usos de suelo fue evaluada con el análisis de similitud (ANOSIM). Se utilizó el porcentaje de similitud (SIMPER) para determinar el grado de contribución de cada categoría alimentaria a dichas diferencias.

Resultados

Se analizaron 231 tractos digestivos de *Corydoras paleatus* (rango de tallas: U=29-71, A=16-75, G=25-76). De ese total, 175 estómagos presentaron contenido identificable ($n_U=50$, $n_A=58$, $n_G=67$), mientras que el resto contenían mucus o contenido no identificable. Los valores medios de los índices de vacuidad y

el grado de repleción fueron semejantes en los tres sitios ($Iv_U=27,54$; $Iv_A=25,64$; $Iv_G=20,24$; $R_U=44,50$; $R_A=42,41$; $R_G=41,94$). Se discriminaron 14 categorías alimentarias: algas filamentosas, diatomeas, restos vegetales, nematodos, oligoquetos, tardígrados, copépodos ciclopoideos, larvas, pupas y adultos de Chironomidae y Psychodidae, larvas de Ceratopogonidae, Tipulidae y Muscidae, larvas, pupas y adultos de otros insectos, y restos minerales. En el tramo urbano las larvas de Psychodidae ($Fo=80$; $\%N=55,54$), de Chironomidae ($Fo=70$; $\%N=20,58$) y los nematodos ($Fo=38$; $\%N=12,23$) fueron las categorías con mayor abundancia y frecuencia. Por otro lado, las larvas de Chironomidae ($Fo=77,59$; $\%N=58,39$) principalmente, las larvas de Psychodidae ($Fo=36,212$; $\%N=10,20$) y los nematodos spp.1 ($Fo=31,03$; $\%N=12,76$) fueron los más representados y frecuentes en el tramo agrícola. En el sitio ganadero, en cambio, las frecuencias de los ítems más abundantes fueron más bajas: larvas de Chironomidae ($Fo=56,72$; $\%N=66,85$) y nematodos ($Fo=37,31$; $\%N=16,44$). Los ítems que más aportaron al total de biomasa total consumida fueron larvas de Psychodidae (50,92%) y larvas de Chironomidae (38,16%), mientras que el resto de las categorías presentaron un porcentaje inferior al 2,5. Las larvas de Psychodidae dominaron la biomasa de los tractos digestivos del tramo urbano (87,78%), mientras que Chironomidae representó la mayor contribución en peso en el sitio ganadero (86,97%) y en el sitio agrícola (62,58%). En el tramo urbano, los Psychodidae constituyeron el ítem alimentario principal ($IRI=11546,47$), acompañados de Chironomidae ($IRI=2432,54$), nematodos ($IRI=493,89$) y restos minerales ($IRI=152,81$). En cambio, en el tramo agrícola y ganadero, la dieta estuvo dominada por Chironomidae ($IRI_A=9743,04$, $IRI_G=9145,12$) secundada por nematodos ($IRI_A=660,41$, $IRI_G=826,32$), y larvas de Psychodidae ($IRI_A=566,95$) o algas filamentosas ($IRI_G=133,01$) respectivamente. En el gráfico de Costello-Amundsen del sitio ganadero se observó un mayor comportamiento especialista respecto al agrícola y éste respecto al urbano, en el cual se evidenció un carácter generalista (Fig. 1). Algunas categorías presentaron alta abundancia específica pero muy baja frecuencia de ocurrencia como es el caso de las larvas de Tipulidae y los restos minerales en el sitio agrícola, y de diatomeas y tardígrados en el sitio ganadero. Debido a esto, se presentó una mayor variación de uso del recurso entre individuos (alto componente entre fenotipo) en éstos dos sitios respecto al urbano.

La diversidad trófica fue máxima en condiciones de impacto urbano (media: 0,645; desvío: 0,334) y mínima en condiciones de impacto por ganado (media: 0,322; desvío: 0,319). El escalonamiento bidimensional permitió diferenciar las tres condiciones de uso de suelo contrastantes y los cambios en la dieta bajo esos distintos escenarios (Fig. 2). El ANOSIM muestra que la diferencia entre usos de suelo fue máxima para G y U ($R=0,286$; p valor=0,001). La estructura del ensamble dietario fue significativamente diferente entre usos de suelo, tanto en términos de abundancia (R global=0,17; p valor=0,001) como de biomasa de sus componentes ($R=0,142$; p valor=0,001). El promedio de disimilitud (SIMPER) fue mayor entre los sitios urbano y ganadero (81,17) respecto al resto de las comparaciones (U-A=68,46 y A-G=71,59). Las larvas de Psychodidae y de Chironomidae, y los nematodos son los ítems que mejor explican las diferencias entre los sitios de estudio, acumulando más del 55% de las diferencias.

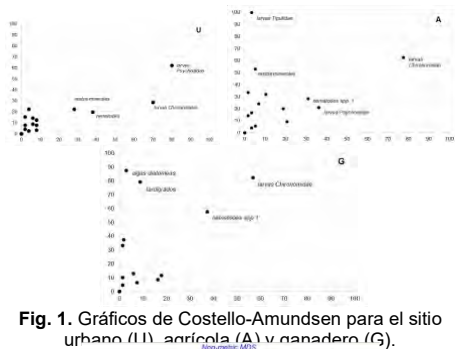


Fig. 1. Gráficos de Costello-Amundsen para el sitio urbano (U), agrícola (A) y ganadero (G).

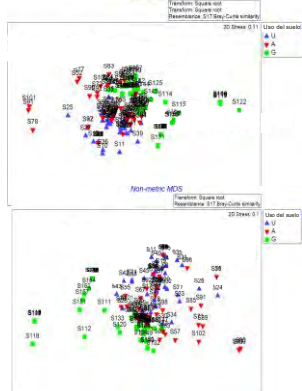


Fig. 2. Escalonamiento multidimensional no métrico (nMDS) de las abundancias (arriba) y de los pesos (abajo) específicos relativos de los ítems alimentarios en los diferentes sitios.

Discusión

Corydoras paleatus mostró un comportamiento trófico generalista en el sitio urbano, sin embargo, algunos ejemplares presentes en los sitios agrícola y ganadero fueron altamente especialistas. A diferencia de otros estudios que muestran este comportamiento, nuestro trabajo reporta una dominancia de larvas de insectos. El predominio de insectos acuáticos, principalmente de larvas de Chironomidae, en la dieta de peces es un patrón comúnmente observado, probablemente relacionado con la gran abundancia de este recurso en los arroyos (Uieda and Motta, 2007). Se observó diferencias significativas en la estructura del ensamble de presas ingeridas entre situaciones ambientales contrastantes, siendo el sitio urbano y el ganadero los más discrepantes. La dominancia de larvas de Psychodidae fue máxima en el sitio urbano y mínima en el ganadero. Estos organismos son considerados tolerantes a la eutrofización y se los ha encontrado asociados a arroyos urbanos (Couceiro *et al.*, 2007). Estos resultados permiten proponer a la dieta de *C. paleatus* como una variable más que aportaría a la evaluación ambiental de estos sistemas altamente impactados.

Referencias

- Amundsen, P., Gabler, H., y Staldivik, F. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology*, 48(4): 607-614.
- Bertora, A., Grosman, F. Sanzano, P. y Rosso, J. J. 2018. Fish fauna from the Langueyú basin, Argentina: a prairie stream in a heavily modified landscape. *Check List*, 14(2):461-470.
- Costello, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology*, 36: 261-263.
- Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Luz, S.L.B., Forsberg, B.R., y Pimentel, T.P. 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, 575: 271-284.
- Hacunda, J.S. 1981. Trophic relationships among demersal fishes in a coastal area of the Gulf of Maine. *Fishery Bulletin*, 79(4): 775-788.
- Karr, J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- OPDS. 2009. Informe inédito dirigido al municipio de Tandil. Expediente: 2436-10771/08. La Plata.
- Uieda, V.S. y Motta, R.L. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnol. Bras.*, 19(1):15-30.



Hidrodinámica de una cubeta de deflación característica de la Pampa Deprimida

Ninoska Briceño^{1,2}, Ilda Entraigas^{1,2} y Carlos Scioli³

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Comisión de Investigaciones Científicas. Calle 526 entre 10 y 11 – (1900) La Plata, Argentina.

³ Facultad de Ingeniería y Cs. Hídricas (UNL). Ruta Nac. 168, Km 472,4, (3000) Santa Fe, Argentina.
Email: nbriceno@ihlla.org.ar

RESUMEN

La Pampa Deprimida se caracteriza por contar en su seno con abundantes depresiones generadas por deflación eólica. Muchas de ellas son someras y almacenan agua de forma permanente o temporal. En este trabajo se analiza la hidrodinámica de una cubeta de deflación ubicada en el sector más llano de la cuenca del arroyo del Azul, a través de su instrumentación con equipos de alta precisión. Los primeros resultados indicarían que, para el período analizado, solo el escurrimiento superficial aporta al humedal estudiado. En este trabajo se muestra una primera aproximación al modelo conceptual del sistema, por lo que se prevé continuar con las mediciones durante un periodo de tiempo más extenso y utilizar otras herramientas (como análisis físico-químicos del agua y del suelo) a fin de profundizar en el estudio del funcionamiento del sistema.

Palabras claves: HIDRODINÁMICA - CUBETA DE DEFLACIÓN - LLANURA.

Introducción

Los ecosistemas de humedal han sido y continúan siendo objeto de investigación en todo el mundo, ya que revisten gran importancia por los bienes y servicios que ofrecen a la población, a pesar de la escasa proporción que representan en la superficie terrestre (Kandus et al., 2011). Entre los principales beneficios que brindan se destacan la regulación de excesos hídricos, el mantenimiento de acuíferos y la provisión de hábitat, además de servicios culturales y recreativos (MEA, 2005). Para inferir los bienes y servicios que proveen es necesario considerar el emplazamiento geomorfológico, la fuente de agua y la hidrodinámica del humedal, ya que estos aspectos, sumado al régimen climático, son responsables de su existencia, perfil ecológico y funciones ecosistémicas que desarrollan (Brinson, 1993; Kandus et al., 2011). En Argentina, los ecosistemas de humedal representan el 21.5 % del territorio (Kandus, et al., 2008), y específicamente en el sector noreste y centro ocupan grandes extensiones geográficas, asociados a sistemas de origen fluvial cuya área y permanencia depende de los regímenes de inundación y sequía regionales (Neiff y Malvárez, 2004). En escala local, estos macrosistemas de humedales presentan una trama intrincada de cursos de agua, bañados, cañadas y cubetas interconectados (Kandus et

al., 2011). Específicamente en la Pampa Deprimida, se destaca la presencia de numerosos cuerpos de agua, muchos de los cuales se han generado por deflación eólica durante el Pleistoceno tardío-Holoceno (Dangavs, 2005). Estas cubetas constituyen depresiones de diámetro variable (10 m – 3000 m) y escasa profundidad (pocos cm hasta 3 m) que almacenan agua de forma permanente o temporal. Juegan un papel fundamental en el balance hídrico del acuífero freático según funcionen como puntos de recarga o descarga de las aguas subterráneas (Varni et al., 2003). El objetivo de este trabajo es presentar los primeros avances obtenidos en el análisis de la hidrodinámica de un humedal somero característico de la Pampa Deprimida, haciendo especial énfasis en la interacción entre el agua superficial y la subterránea.

Área de estudio

La cubeta de deflación seleccionada se ubica en el sector más llano de la cuenca del arroyo del Azul, en el establecimiento agropecuario "El Eslabón" (59° 41'40" W y 36° 39'00" S) (Fig. 1). La cubeta es de régimen temporal, se encuentra a 108 m.s.n.m., cubre un área aproximada de 3 hectáreas y alcanza una profundidad máxima de 1 m. La pendiente de su canal de entrada es de 0.39 %, lo que refleja la

condición regional caracterizada por flujos de agua horizontales extremadamente lentos (Varni y Usunoff, 1999).

Para esta zona de la cuenca, la precipitación media anual es de 970.9 mm (periodo 2009-2018), mientras que para el periodo analizado (6 de julio de 2018 al 26 de junio de 2019) se registró un total de 1224 mm, con una precipitación máxima diaria de 108 mm.

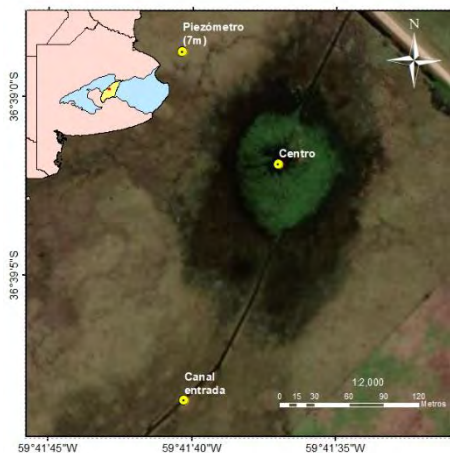


Fig. 1. Localización del área de estudio (punto rojo) en relación a la provincia de Bs. As. (rosado), Pampa Deprimida (azul) y cuenca del arroyo del Azul (amarillo), con la el detalle de la ubicación de los instrumentos de precisión (puntos amarillos).

Metodología

Con el objetivo de representar las dimensiones y forma del humedal se realizó un relevamiento topográfico de la zona de estudio mediante GPS diferencial, utilizando el método dinámico *stop and go* y el software GNSS para el post-procesamiento.

Para inferir el funcionamiento hidrológico del humedal y su entorno se instaló instrumental (sensores de presión de alta precisión) para el registro continuo de las variaciones de los niveles tanto en el cuerpo de agua como en el acuífero (Fig. 1). Los mismos fueron ubicados en el canal de entrada a la cubeta, en el centro, y en un piezómetro profundo (7 m) ubicado a 75 m de la línea de costa. Además, se construyó un piezómetro somero (1.40 m) en el seno de la cubeta para el registro del nivel freático en cada visita periódica, lo cual permite verificar las mediciones de los sensores. La descarga de datos y el proceso de compensación barométrica se realizó mediante el software Diver-office 2018.2. Asimismo, se instalaron regletas en los canales de entrada y salida de la cubeta, a fin de

controlar el nivel de agua. Para determinar la cantidad de agua superficial que ingresa al humedal se realizaron aforos mediante un medidor de flujo magnético-inductivo (OTT MF pro).

Resultados

Con el relevamiento topográfico se elaboró un modelo digital de elevación, mediante el cual se estimó la capacidad potencial de almacenamiento de la cubeta, que resultó 5900 m³, correspondiente a la cota de 108.8 m. Por otro lado, gracias a la nivelación altimétrica de todos los sitios en los cuales fueron instalados los instrumentos de medición, fue posible referir todas las mediciones a un mismo plano de referencia vertical para contrastar las mediciones entre sí.

La cota máxima alcanzada por el nivel freático fue de 108.37 m y la mínima de 106.88 m, mientras que para la cubeta fueron 108.52 m y 107.80 m (totalmente seca), respectivamente. Esto último permitió comprobar que este humedal puede estar completamente seco o llenarse y conectarse con otros cuerpos de agua superficiales.

Al comparar el nivel superficial del agua en el centro de la cubeta y el nivel freático del piezómetro ubicado en cercanías de la línea de costa, se observa que, durante el periodo de estudio, el nivel del agua superficial se encuentra siempre por encima del nivel del agua subterránea, con una diferencia máxima entre ellos de 1.07 m y una mínima de 0.12 m (Fig. 2). Esto implica que el humedal no recibe flujo subterráneo, pero aún no es posible determinar si el mismo aporta de manera significativa al acuífero o está colgado.

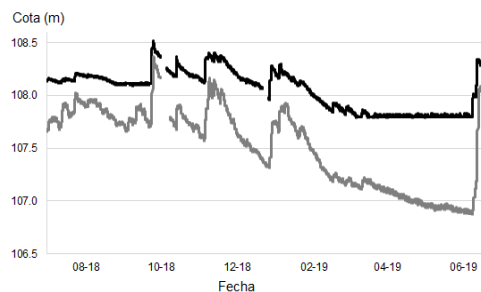


Fig.2. Variaciones del nivel del agua superficial (negro) y subterránea (gris).

Es importante mencionar que en todos los casos el nivel freático respondió a las precipitaciones con ascensos bruscos (en algunos casos llegando hasta casi alcanzar el nivel de la

cubeta). Además, se aprecia que la pendiente de la curva de recesión es mayor para el agua subterránea que para el agua superficial. La variación del nivel del agua superficial en el canal de entrada a la cubeta mostró 4 crecientes, estando el resto del tiempo sin presencia de agua (Fig. 3).

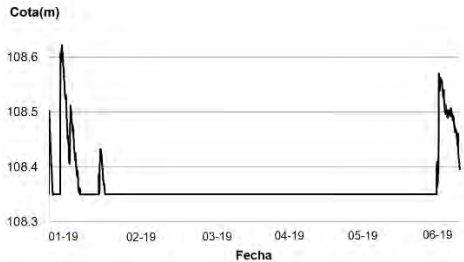


Fig. 3. Nivel del agua superficial en el canal de entrada (período 04/01/2019 - 26/06/2019).

Por otra parte, en la Tabla 1 se muestran los resultados de los aforos realizados en el canal de entrada al humedal, observándose que el caudal máximo registrado fue de 0.018 m³/s. Un mayor número de mediciones permitiría construir la curva de gastos para dicho curso de agua.

Tabla 1. Datos provenientes de los aforos realizados en el canal de entrada al humedal.

Fecha	Hora	Alt. Regla (m)	Ancho (m)	Área (m²)	Prof. med. (m)	Vel med. (m/s)	Caudal (m³/s)
05-10-18	10:10	-	2.200	0.276	0.125	0.027	0.011
14-11-18	13:37	-	2.900	0.583	0.210	0.023	0.018
10-01-19	16:39	0.210	3.100	0.539	0.214	0.018	0.010
26-06-19	11:10	0.100	2.300	0.265	0.234	0.029	0.011

Conclusiones

La cubeta de deflación bajo estudio es un cuerpo de agua intermitente, lo que ocasiona que en estado de aguas altas se conecte con otros humedales ampliando la red de drenaje de la cuenca, mientras que en periodos secos queda aislada y, en ocasiones, llega a secarse completamente. Durante el período analizado, dicho humedal fue alimentado únicamente por agua superficial, aunque en determinadas ocasiones el nivel freático se encontró muy cercano a la superficie. Esto indica la necesidad de continuar con el monitoreo a fin de contemplar mayor cantidad de escenarios hidrológicos posibles. Al mismo tiempo, también se observa la necesidad de llevar adelante una campaña de muestreo tanto de suelo como de aguas superficiales y subterráneas, para analizar sus características físico-químicas y así robustecer las inferencias elaboradas. La construcción del

modelo conceptual de la hidrodinámica de estos humedales característicos de la Pampa Deprimida, constituirá la base sobre la cual se podrán asentar criteriosamente los futuros estudios sobre sus funciones y servicios ecosistémicos, a fin de generar herramientas que permitan su gestión sustentable.

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias a los fondos provenientes del PICT 2016 N° 3688. Se agradece la colaboración de la Dra. Natalia Vercelli por su aporte en la concepción ecológica del presente trabajo. Finalmente se agradece al personal del establecimiento agropecuario “El Eslabón” por su permanente disposición y colaboración.

Referencias

Brinson, M. 1993. *A hydrogeomorphic classification for wetlands*. U.S. Army Corps of Engineers, Technical report WRP-DE-4. Washington, D.C.

Dangavs, N. 2005. Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. En: de Barrio, R., Etcheverry, R., Caballé, M. y Llambías, E. (eds.). *Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires*. La Plata. 219-236.

Kandus, P., Minotti, P. y Malvárez, A. 2008. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. *Acta Scientiarum* 30(4):403-409.

Kandus, P., Quintana, R., Minotti, P., Oddi, J. et al. 2011. Cap. 11. Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En: Laterra, P., Jobbágy, E. y Paruelo, J. (eds.) *Valoración de servicios ecosistémicos*. Edit. INTA. Buenos Aires.265-290.

MEA. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and water synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Wahshington D.C.

Neiff, J. y Malvárez, A. 2004. Grandes humedales fluviales. En: Malvárez, A. y Bó, R. (comp.). *Bases ecológicas para la clasificación de humedales en Argentina*.77-83.

Varni, M., Rivas, R. y Entraigas, I. 2003. Interacción de un cuerpo de agua superficial con el agua subterránea en la llanura pampeana, Argentina. *Información Tecnológica* 14(6):97-104

Varni, M., Usunoff E. 1999. Simulation of regional-scale groundwater flow in the Azul River basin, Buenos Aires Province, Argentina *Hydrogeology Journal*, 7:180-187.



Cambios en el patrón de herbivoría y en la talla corporal de cladóceros en la Laguna Blanca Chica (Olavarría) en los últimos 200 años

David Carrozzo¹, Simona Muzzasi², Andrea Lami² y María de los Ángeles González Sagrario³

¹Departamento de Biología (FCEyN-UNMDP)- Dean Funes 3350 (7600), Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

²National Research Council (CNR), Water Research Institute (IRSA)- Largo Tonolli, Verbania, Italia.

³Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (UNMDP-CONICET)- J. B. Justo 2550, (7600) Mar del Plata, Argentina.

Email: gonsagra@gmail.com

RESUMEN

La estructura y dinámica de las comunidades y poblaciones de los lagos se ven afectadas por procesos como la depredación y la herbivoría. En la Laguna Blanca Chica (Olavarría) se llevó a cabo un estudio paleolimnológico cuyo objetivo fue establecer la ocurrencia de cambios en la talla media de restos subfósiles de cladóceros y en la concentración del feofóbido *a* en los últimos 200 años. La concentración del feofóbido *a* aumentó entre A. D. 1903-1953; en consecuencia, se infiere un cambio en el patrón de herbivoría. La disminución del tamaño del mucrón en *Bosmina huaronensis* (Cladocera) (A. D. 1910-1940) indica un cambio en la presión de depredación en el sistema o de tipo de depredador. Los cambios en la talla de los efipios no reflejarían cambios en la presión de depredación, por lo tanto no constituirían un buen indicador en la reconstrucción de la planctivoría en este ambiente.

Palabras clave: PALEOLIMNOLOGÍA – DEPEDACIÓN - FEOFÓRBIDO

Introducción

El zooplancton de los sistemas lacustres representa un eslabón intermedio en la trama trófica de los lagos ya que ejerce un rol de control sobre el fitoplancton mediante el pastoreo (realizado por organismos filtradores herbívoros) y es el recurso alimenticio de niveles tróficos superiores (Dumont et al., 1975). La capacidad de pastoreo sobre las algas está directamente relacionada con el tamaño corporal de los organismos: a mayor talla, mayor capacidad de pastoreo (Brooks & Dodson, 1965). El tamaño corporal del zooplancton está influenciado por diversos factores como la temperatura, la disponibilidad del alimento y la depredación. El zooplancton es sensible a la presión de planctivoría ejercida por los peces (disminuyendo su talla corporal) y los macroinvertebrados (aumentando su talla corporal) (González Sagrario et al., 2010). Jeppesen y colaboradores (1998), demostraron que en los lagos someros el control desde arriba

es más fuerte debido a la escasa representatividad de peces piscívoros y la elevada abundancia de peces planctívoros y omnívoros. Los cladóceros, importantes componentes del zooplancton, se preservan en el sedimento de los lagos, pudiéndose hallar estructuras quitinosas de su exoesqueleto (postabdomen, mandíbulas, garras, segmentos de las antenas) y huevos de resistencia (efipios). Debido a su potencial como indicadores de diversas condiciones ambientales, el estudio de restos subfósiles de cladóceros ha sido de gran utilidad para identificar e inferir cambios en el estado trófico, en la depredación por peces e invertebrados, la cobertura litoral de las macrófitas, y las variables químicas y físicas de los lagos (De Sella, 2007, Hann, 1989).

Este trabajo tiene como objetivo general, establecer la ocurrencia de cambios en la talla de los restos subfósiles de cladóceros y en la concentración de feopigmentos con el fin de inferir cambios en la presión de planctivoría y de

herbivoría en los últimos 200 años en un lago somero pampeano.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

Blanca Chica es una laguna somera, polimíctica, eutrófica y turbia (Transparencia - disco de Secchi-: 0.2-0.3 m, concentración de Chl. *a*: 90-500 mg m⁻³ y de fósforo total: 0.3-1.2 ppm) y de aguas alcalinas (pH: 8-9.8) (Sanzano et al., 2014).

Análisis realizados

El modelo de edad se construyó basado en las determinaciones radioisotópicas de ²¹⁰Pb y ¹³⁷Cs y cronomarcadores específicos (González Sagrario et al. 2019). La determinación de cada indicador se realizó de acuerdo a la metodología estándar descrita en González Sagrario et al. (2019).

Con el fin de establecer cambios en la talla media de los cladóceros, se determinó el largo dorsal de los efipios de *Daphnia spinulata*, *Daphnia obtusa*, *Moina* sp. y el largo del mucrón de *Bosmina huaronensis*.

El patrón de herbivoría se infirió a partir de un indicador específico: el feofórbido *a* (Hann et al. 1994). Este pigmento fue determinado mediante cromatografía líquida de alta presión (HPLC) siguiendo métodos ya publicados (Lami et al. 2000). Con el propósito de identificar cambios en la serie temporal, se ajustaron Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) y se estimó la primera derivada de la tendencia ajustada (Simpson, 2018). Todos los análisis fueron llevados a cabo con el software estadístico R versión 3.3.3 (2017-03-06) (R Core Team, 2017).

Resultados

A partir del ajuste de GAMs a la serie temporal (A. D. 1784-2015) se identificaron distintos períodos de cambio para los indicadores estudiados (Tabla 1). En el registro sedimentario, se detectó un aumento en la talla media de los efipios de *D. spinulata* en todo el período estudiado y entre A. D. 1955 - 1982 para *Daphnia obtusa*. No se detectaron cambios en la talla media de efipios de *Moina* sp. ($p > 0.05$). Por el contrario, se detectó una disminución de la talla media del mucrón de *B. huaronensis* entre A. D. 1910-1940. En relación al feofórbido *a*, se observó aumento de la concentración del mismo en el testigo sedimentario entre A. D. 1903-1953.

Tabla 1. Estadísticos obtenidos en el ajuste de GAMs en la serie temporal de la talla media de efipios (para las especies de *Daphnia* y *Moina*) y del mucrón (*Bosmina huaronensis*) y en la concentración del feofórbido *a* en la Laguna Blanca Chica.

Indicador	Varianza (%)	<i>p</i>	<i>r</i> ²	edf	<i>F</i>
<i>D. spinulata</i>	35.4	0.0008	0.32	1	14.2
<i>D. obtusa</i>	54.7	0.0003	0.50	2.3	8.9
<i>Moina</i> sp.	8.1	0.14	0.04	1	2.3
<i>B. huaronensis</i>	73.1	1.6 ⁻⁵	0.67	4.9	8.93
Feofórbido <i>a</i>	91.5	2x10 ⁻¹⁶	0.89	4.6	40.7

Discusión

En este estudio se identificaron cambios en la concentración del feofórbido *a* y en la talla del mucrón (exoesqueleto) y de los huevos de resistencia (efipios) de cladóceros.

En relación al feofórbido *a* se detectó un período de cambio (A. D. 1903-1953) caracterizado por el incremento de la concentración de este pigmento en el registro sedimentario de Blanca Chica. Este cambio coincide temporalmente con dos cambios de régimen que tuvieron lugar en la Laguna Blanca Chica (González Sagrario et al., 2019). El primero, caracterizado por la transición hacia un sistema con dominancia pelágica y la pérdida de elementos litorales entre 1880-1900, y posteriormente, con el inicio de la eutrofización que experimentó a partir de ca. 1920-1930. En consecuencia, la presión de herbivoría, inferida a partir del feofórbido *a*, aumentó en coincidencia con la dominancia de zooplancton en el sistema a partir de ca. 1900.

Respecto a la inferencia sobre el tamaño corporal de los cladóceros se obtuvieron resultados contrastantes. Tanto *D. spinulata* como *B. huaronensis* presentaron mayor tamaño corporal a partir del origen del sistema (ca. 1750), pero luego (ca.1910-1940) *B. huaronensis* disminuyó su tamaño corporal (inferido a partir del tamaño del mucrón). Este patrón indicaría un cambio en la presión de planctivoría del sistema y posiblemente, un cambio en el tipo de depredadores dominantes (de invertebrados a vertebrados) (Brooks & Dodson, 1965). Sin embargo, mientras que se observa una disminución del tamaño corporal de *Bosmina*, tiene lugar el patrón opuesto para *D. obtusa* a partir de ca. 1955-1982. Diversos factores inciden en el tamaño corporal del zooplancton (calidad y cantidad de alimento,

presión de depredación y tipos de depredadores) y también en el estímulo que desencadena la generación de epípos (Gulati et al., 1997, Jeppesen et. al., 2002). Los cambios inferidos en el tamaño corporal de *Bosmina* y *D. obtusa* podrían indicar que el primero estaría afectado por la presión de planctivoría del sistema, mientras que el segundo por la cantidad y/o calidad del alimento. Esta hipótesis se basa en que el cambio de talla en los epípos de *D. obtusa* ocurre en coincidencia con el período de eutrofización que tiene lugar en este ambiente a partir de ca. 1920-1930. Si bien no se pudo establecer una relación entre el tamaño de los epípos en relación a la carga de peces del lago, se observó que la abundancia de epípos de *Daphnia* y *Moina* disminuye notablemente cuando aumenta el contenido de escamas ctenoideas en el registro sedimentario.

Conclusión

Durante los últimos 200 años, ocurrieron cambios en la presión de herbivoría y planctivoría en la Laguna Blanca Chica. El cambio de régimen que experimentó este ambiente entre A. D. 1880-1900, involucró también cambios en procesos como la herbivoría, que aumentó debido a que el zooplankton se volvió un componente dominante del sistema pelágico. Respecto a la planctivoría, el cambio registrado en la talla del mucrón de *Bosmina* indicaría un cambio en la presión de depredación del sistema, posiblemente en la intensidad y/o en los depredadores dominantes. Sin embargo, los epípos no constituirían un buen indicador para la reconstrucción del patrón de depredación en este ambiente.

Agradecimientos

Los autores agradecen al CONICET, CNR y UNMDP por el financiamiento brindado (PICT 378, PIP1345, EXA 775 y Proyecto de cooperación Bilateral CONICET-CNR).

Referencias

- Brooks, J.L. y Dodson, S.L. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35.
- De Sellas, A.M. 2007. Sedimentary cladoceran remains as indicators of long-term environmental change in south-central Ontario (Canada) lakes. *Masters Abstracts International*, 45, 140 pp.
- Dumont, J.H. y Van de Velde, I. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos on continental waters. *Oecologia*, 19: 76-97.
- González Sagrario, M.A. y Balseiro, E. 2010. The role of macroinvertebrates and fish in regulating the provision by macrophytes of refugia for zooplankton in a warm temperate shallow lake. *Freshwater Biology*, 55: 2153-2166.
- González Sagrario, M.A., Muzzasi, S., Córdoba F.E., Mendiola, M. y Lami, A. 2019. Inferring the occurrence of regime shifts in a shallow lake during the last 250 years based on multiple lines of evidences. *Enviado*.
- Gulati, R.D. y DeMott, W.R. 1997. The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of the- art, perspectives and priorities. *Freshwater Biology*, 38: 753-768.
- Hann, B.J. 1989. Methods in Quaternary ecology. N°6. Cladocera, *Geosciences Canada*, 16: 1-26.
- Hann, B.J., Leavitt, P.R. y Chang, P.S.S. 1994. Cladocera community response to experimental eutrophication in lake 227 as recorded in laminated sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2312-2321.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Skovdgaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L.J. y Jensen, L. 1998. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342/343 151-164.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Amsinck, S., Landkildehus, F., Lauridsen, T. y Mitchell, S. 2002. Reconstructing the historical change in *Daphnia* mean size and planktivorous fish abundance in lakes from the size of *Daphnia* ephippia in the sediment. *Journal of Paleolimnology*, 27: 133-143.
- Lami, A., Guilizzoni, P. y Marchetto, A. 2000. High resolution analysis of fossil pigments, carbon, nitrogen and sulphur in the sediment of eight European Alpine lakes: the MOLAR project. *Journal of Limnology*, 59: 15-28.
- R Core Team, 2017. Vienna, R Foundation for Statistical Computing.
- Sanzano, V., Grosman F. y Colasurdo, P. 2014. Estudio limnológico de Laguna Blanca Chica (Olavarría, Provincia de Buenos Aires) durante un período de sequía. *Biología Acuática*, 30: 189-202.
- Simpson, G.L. 2018. Modelling palaeoecological time series using generalised additive models. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6: 149.



Efecto de inundaciones breves sobre la supervivencia y crecimiento de plántulas de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.)

María Laura Cvitanich¹, Ezequiel Larraburu² y Patricia Gantes³

¹Estudiante Lic. en Ciencias Biológicas (UNLu).

²Investigador Adjunto CONICET. Laboratorio de cultivo de tejidos vegetales. Departamento de Ciencias Básicas (UNLu) – Ruta 5 y Av. Constitución, Luján (6700), Buenos Aires, Argentina.

³Grupo de investigación en ecología acuática. Departamento de Ciencias Básicas. INEDES (UNLu – CONICET) – Ruta 5 y Av. Constitución, Luján (6700), Buenos Aires, Argentina.

Email: laucvitanich@gmail.com

RESUMEN

Gleditsia triacanthos L. es un árbol exótico que ha invadido distintos ambientes de Argentina y se encuentra en amplios sectores de la cuenca del río Luján. Uno de los principales factores de estrés en las riberas es el cambio en el nivel del agua, se desconoce cómo esta especie responde a las inundaciones. Se llevó a cabo un experimento de diseño completamente aleatorizado en invernáculo, los resultados mostraron que las plántulas sobreviven a periodos de sumersión de 24, 48 y 72 h, pero la sumersión por 72 h disminuye significativamente (ANOVA y prueba de Tukey) la biomasa, la longitud de la raíz y el número de folíolos por hoja. Podemos concluir que esta especie es afectada pero soporta las variaciones ordinarias en el nivel de agua que se dan en las riberas, pues sobrevive a periodos de sumersión breves.

Palabras claves: ESPECIE INVASORA– CUENCA RÍO LUJÁN– RIBERAS

Introducción

En las riberas se dan con distinta frecuencia e intensidad eventos de inundación, que influyen en el establecimiento y distribución de las especies vegetales (Ferreira y Stohlgren, 1999; Vervuren *et al.*, 2003).

En condiciones de sumersión las especies vegetales terrestres tienen limitado el intercambio gaseoso y se enfrentan a la deficiencia de oxígeno, el metabolismo aeróbico se reduce ampliamente y la falta de energía afecta la supervivencia y el crecimiento (Crawford y Braendle, 1996).

Gleditsia triacanthos L. (acacia negra, Fabaceae) es un árbol exótico que ha invadido distintos ambientes de Argentina y se ha establecido en amplios sectores de la cuenca del río Luján, principalmente en las riberas del río y de algunos arroyos (Cappello y de la Peña, 2007; Gantes *et al.*, 2011; Giorgi, 2014).

Se han investigado diversos aspectos de la invasión de acacia negra en Argentina, ecorregiones y ambientes invadidos, dinámicas de invasión, impactos sobre la flora, fauna y algunos procesos ecosistémicos (Fernandez y

Ceballos, 2017). Pero se desconocen aspectos importantes de su respuesta al principal factor de estrés en la ribera, las inundaciones. El conocimiento de la respuesta de la acacia negra frente a estos eventos podría ser útil para mejorar las medidas de control de esta especie invasora. El objetivo de este trabajo fue evaluar la supervivencia y crecimiento de plántulas de *G. triacanthos* frente a periodos de sumersión breves.

Materiales y métodos

Se llevó a cabo un experimento de diseño completamente aleatorizado, en invernáculo bajo luz natural y registro diario de temperatura (mínima 9 °C y máxima 33,7 °C).

Se recolectaron legumbres maduras de ejemplares de acacia negra ubicados en distintos sitios de la ribera del río Luján. Se extrajeron las semillas, se seleccionaron las más homogéneas en cuanto a tamaño, textura y color, y luego se sometieron a un proceso de escarificación mecánica.

Se sembraron cuatro semillas por pote de germinación. El sustrato recolectado en la ribera,

se dejó secar y se tamizó (5 mm). Para estimular la emergencia de las plántulas, los pots de germinación se sumergieron por 24 h en agua de río (Cvitanich *et al.*, 2017).

A los 20 días de la siembra, se dejaron las dos plántulas de mayor altura por pote ($9,7 \pm 1$ cm altura media desde el sustrato hasta el ápice) y a cada tratamiento se le asignaron al azar 7 pots. Los tratamientos consistieron en inundaciones totales de distintos tiempos de duración, 24, 48 y 72 h más un tratamiento control, que no fue inundado y se mantuvo al 75 % de la capacidad de campo del sustrato. Sobre el sustrato se mantuvo constante una columna de agua de 14 cm, sin aireación ni recambio de agua. Al finalizar cada tratamiento, los pots correspondientes se retiraron de los recipientes con agua y se mantuvieron en el invernáculo por 20 días más al 75 % de su capacidad de campo, mediante un sistema de pesaje y aporte de agua por goteo.

A diario se cambió aleatoriamente la ubicación de los pots y se controló la humedad del sustrato. Al finalizar la experiencia, 20 días luego de los tratamientos, en cada plántula se midió la longitud del tallo y longitud de raíz, se contó el número de hojas y de folíolos por hoja y se estimó la biomasa de la parte aérea y parte subterránea, luego de secar el material a 60 °C hasta peso constante.

Para todas las variables se calculó el promedio de cada réplica, se comprobó la homogeneidad de varianzas y se llevó a cabo un ANOVA y prueba de Tukey con el programa estadístico IBM® SPSS® Statistics (versión 21), el nivel de significancia fue de 0,05. Los gráficos de las figuras se realizaron en InfoStat (versión libre 2017) (Di Rienzo *et al.*, 2017)

Resultados

La supervivencia fue del 100% desde la sumersión y hasta los 20 días posteriores a la finalización de los tratamientos de inundación.

No se hallaron diferencias significativas entre tratamientos para la variable longitud del tallo, pero sí para la longitud de la raíz, que fue significativamente más corta en las plántulas sometidas a un periodo de 72 h de inundación (Fig. 1).

Las plántulas de todos los tratamientos presentaron similar cantidad de hojas, aunque se hallaron diferencias significativas en el número de folíolos promedio por hoja, que fue significativamente menor que el control cuando las plántulas pasaron 48 y 72 h bajo el agua (Fig. 2).

Todas las plántulas que permanecieron sumergidas presentaron menor biomasa que las

plántulas control. Tanto la biomasa total, como la subterránea y la aérea disminuyeron a consecuencia de la sumersión (Fig. 3). Con respecto a la biomasa subterránea, los tratamientos de 24 y 48 h de sumersión se diferenciaron significativamente del control, no así el tratamiento de 72 h.

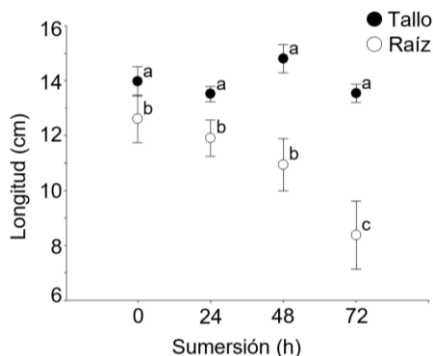


Fig. 1. Longitudes medias de tallo y raíz. Las barras indican el error estándar. En cada variable, letras diferentes señalan diferencias significativas ($p = 0,05$)

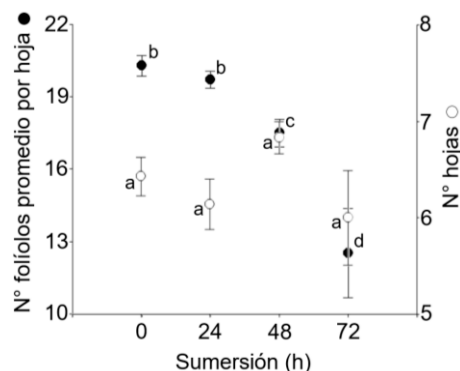


Fig. 2. Número medio de hojas y folíolos promedio por hoja. Las barras indican el error estándar. En cada variable, letras diferentes señalan diferencias significativas ($p = 0,05$)

Discusión y Conclusiones

Se evaluó la respuesta de las plántulas de acacia negra frente a eventos de inundación breves y todas las plántulas sobrevivieron a la sumersión. El río Luján, sale de su cauce varias veces al año, cubriendo los primeros metros de la ribera durante pocos días; las inundaciones extraordinarias se dan aproximadamente cada

cinco años y el agua permanece fuera del curso por periodos de una semana o más tiempo. Con este régimen de crecidas, resultarán favorecidas especies capaces de sobrevivir a cortos periodos de inundación, como es el caso de la acacia negra.

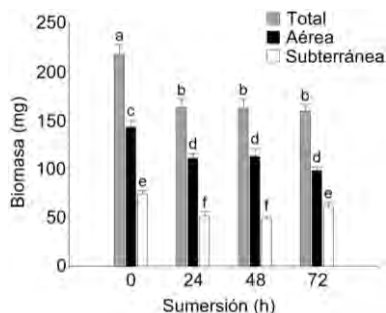


Fig. 3. Biomasa media total, aérea y subterránea. Las barras indican el error estándar. En cada variable, letras diferentes señalan diferencias significativas ($p = 0,05$)

Se observó que las plántulas sometidas a inundación no se elongaron. Si bien muchas especies alargan ciertas partes del tallo o de las hojas sumergidas y de esta manera reestablecen el contacto con el aire, hay otros casos en que la elongación no es suficiente para alcanzar la superficie del agua y la supervivencia disminuye (Setter y Laureles, 1996). De modo que, la ausencia de elongación puede resultar adecuada en ambientes que se inundan por lapsos breves, como es el caso del río Luján.

Cuando el oxígeno es insuficiente, muchas especies presentan respiración anaeróbica, que energéticamente es ineficiente y pierden biomasa (Crawford y Braendle, 1996). En este experimento, todas las plántulas que permanecieron sumergidas, disminuyeron su biomasa. A demás se observaron plántulas con menor número de folíolos y raíces más cortas en el tratamiento de 72 h. Estos resultados indican que la sumersión afecta el crecimiento de las plántulas de acacia negra, siendo más evidente en las plántulas que permanecen 72 h inundadas.

En un experimento anterior (Cvitanich *et al.*, 2017) detectamos que la permanencia de semillas bajo agua durante 24 h favorece la emergencia de plántulas de acacia negra. En este trabajo se concluye que, en condiciones de laboratorio, las plántulas de *G. triacanthos* sobreviven a periodos de sumersión breves de 24, 48 y 72 h, aunque su crecimiento se ve afectado. Los resultados obtenidos hasta el

momento, explican en parte, el éxito que presenta la acacia negra en las riberas del río Luján.

Bibliografía

- Cappello, V. y de la Peña, C. 2007. Propuesta de manejo de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en la cuenca del río Luján. Dirección provincial de preservación de la biodiversidad. Secretaría de Política Ambiental. Gobierno Prov. de Buenos Aires.
- Crawford, R.M.M. y Braendle, R. 1996. Oxygen deprivation stress in a changing environment. *Journal of experimental botany*, 47(2):145-159.
- Cvitanich, M.L., Nistal, A., Biscotti, L., Gantes, P. y Larraburu, E. 2017. Efecto de la duración de la inundación sobre la germinación y emergencia de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.). IX Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, La Plata, 69.
- Di Rienzo, J.A., Balzarini, M.G., González, L., Casanoves, F., Tablada, M., y Robledo, C.W. 2017. InfoStat versión libre 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <https://www.infostat.com.ar>
- Fernandez, R.D., Ceballos, S.J., Malizia, A. y Aragón, R. 2017. *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasion. *Australian Journal of Botany*, 65(3):203-213.
- Ferreira, L.V. y Stohlgren, T.J. 1999. Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity, and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. *Oecologia*, 120(4):582-587.
- Gantes, P., Marano, A. y Rigacci, L. 2011. Changes in the decomposition process associated with the invasion of *Gleditsia triacanthos* (honey locust) in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Journal of Freshwater Ecology*, 26(4):481-494.
- Giorgi, A., Vilches C., Rodríguez Castro M., Zunino E., Debandi J., Kravetz S. y Torremorell A. 2014. Efecto de la invasión de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L. (Fabaceae)) sobre la temperatura, luz y metabolismo de un arroyo pampeano. *Acta Biológica Colombiana*, 19(1):99-106.
- Setter, T.L. y Laureles, E.V. 1996. The beneficial effect of reduced elongation growth on submergence tolerance of rice. *Journal of Experimental Botany*, 47(10):1551-1559.
- Vervuren, P.J.A., Blom, C.W.P.M. y De Kroon, H. 2003. Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of ecology*, 91(1):135-146.

Caracterización limnológica, del zooplancton y de la población de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) de la laguna La Chacra (La Pampa, Argentina)

Omar Del Ponti¹, José Galea¹, Alicia Vignatti¹ y Santiago Echaniz¹

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa. Santa Rosa, La Pampa, Argentina

Email: cachodelponti@yahoo.com.ar

RESUMEN

El origen de *Odontesthes bonariensis* en la provincia de La Pampa se debe a reiteradas siembras. Las lagunas de la zona de “El Meauro” fueron sembradas hace más de 40 años en fechas no precisadas. La laguna La Chacra presenta una población autosostenible de pejerreyes, pero nunca se hicieron estudios poblacionales ni limnológicos. Se estudiaron aspectos de la morfometría del ambiente y se hizo un reconocimiento biológico-pequero. El relevamiento de datos y colecta de muestras se efectuó en junio de 2018. La laguna presentó una longitud máxima de 334 m, superficie de 5,8 ha y profundidad máxima de 4,3 m. La riqueza zooplanctónica fue de 15 taxa y predominaron los rotíferos (10 especies). El zooplancton pequeño y en baja densidad (429 ind/L) podría deberse a la depredación por peces. La cpue en numero y peso fue respectivamente 201,43 individuos y 58,32 kg/12 horas de muestreo. La relación LEst-peso fue $P=4 \cdot 10^{-6} \cdot \text{LEst}^{3,2}$ ($R^2=0,98$). El peso relativo fue: $Pr = 87,5 (\pm 6,67)$. Las ecuaciones de crecimiento de von Bertalanffy en longitud y peso obtenidas fueron respectivamente: $\text{LEst}_{(t)} = 412,8 (1 - e^{-0,24(t+1,04)})$ y $W_t = 1008,8 (1 - e^{-0,24(t+1,04)})^{3,212}$. Los parámetros analizados permiten inferir un aprovechamiento planificado del recurso pejerrey.

Palabras claves: PEJERREY – SIEMBRA - ZOOPLANCTON

Introducción

Las lagunas en la provincia de La Pampa, a excepción de las formadas por escorrentía de los ríos Salado en el oeste y desbordes del Quinto en el norte, son originadas por precipitaciones, descargas desde acuíferos cuando ascienden los niveles freáticos o por una combinación de ambos, pudiendo ser temporarias o permanentes (Cazenave y Hernández, 1992). El Meauro, en el centro pampeano, es una extensa región de cordones medianos (Giai, 1975) de rumbo sur-suroeste-nor-noreste, que tienen origen eólico. En esta zona existen numerosas lagunas alimentadas por descargas freáticas que naturalmente carecían de peces (al menos no se conocen registros). Muchas fueron sembradas en fechas no precisadas y hay testimonios de la práctica de pesca desde hace más de 40 años, que podrían extenderse hasta más de 60 (Jorge Sánchez com. pers.). La Chacra es una de las lagunas de El Meauro que tiene peces y si bien se desconoce la fecha y origen de los ejemplares que se sembraron, en la actualidad contiene una

población autosostenible de *Odontesthes bonariensis*, la que nunca fue relevada. Dado que también se carece de información limnológica sobre la laguna, el objetivo de este trabajo es dar a conocer algunas características ambientales y biológico - pesqueras.

Material y Métodos

La laguna “La Chacra” (36° 54' 47"S y 65° 50' 38"O) (Fig. 1), es alimentada especialmente por agua de origen freático.

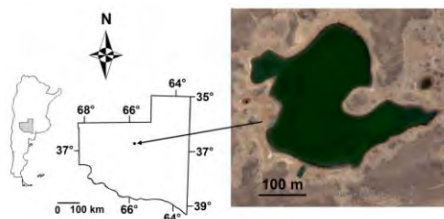


Fig. 1. Ubicación geográfica e imagen de la laguna La Chacra. (Fuente: Google Earth, 2018).

Los datos a campo se tomaron en junio de 2018. En el lugar se determinó: temperatura, salinidad, conductividad, pH (equipo Hanna HI 98129), transparencia (disco de Secchi) y se estimó la longitud máxima, ancho máximo y la superficie del ambiente con un GPS. La profundidad máxima se estimó por sondeos.

Para determinar y cuantificar el zooplankton, en tres sitios de la laguna se tomaron muestras de 20 litros que se filtraron con una red de 0,4 mm y se fijaron con formol al 4%. La concentración de clorofila *a* se determinó por extracción con acetona acuosa y espectrofotometría.

La captura de peces se efectuó con un tren de enmalle de 104 metros lineales, compuesto por paños de redes de 14 a 40 milímetros de nudo a nudo vecino (nan) y calado en sentido longitudinal. Se estimó la Captura Por Unidad de Esfuerzo Pesquero (CPUE) en número y peso, estandarizando las capturas a un tren de enmalle durante 12 horas de muestreo. Se calculó la densidad proporcional de peces que presentaron calidad deportiva y/o comercial (PSD), a partir de la fórmula: $PSD = N_i \geq 245 \text{ mm de } L_s * 100/N_i \geq 120 \text{ mm LEst}$, siendo LEst = longitud estándar y N_i = número de individuos.

Se midió la longitud estándar (LEst) y el peso húmedo de cada ejemplar. El sexo se determinó en tres categorías: macho, hembra e indefinido. La condición se estimó a partir de la relación longitud estándar - peso, $P = a * LEst^b$ y el peso relativo (Pr) (Colautti et al., 2006). Se extrajeron escamas para definir edad, se aplicó retrocálculo para conocer longitudes medias a diferentes edades y se estimó crecimiento mediante la ecuación de von Bertalanffy.

Resultados

La laguna presentó una longitud y ancho máximos de 334 y 227 m respectivamente. La longitud de la línea de costa fue de 1450 m, la; superficie de 5,8 ha y la profundidad máxima fue de 4,3 m.

La temperatura del agua fue 6,5 °C y el pH 8,6. La cantidad de sólidos disueltos fue reducida ya que la salinidad fue de 1906 ppm y la conductividad 1030 $\mu\text{S/cm}$. La transparencia del agua fue relativamente baja y alcanzó 35 cm, a pesar de que la concentración de clorofila *a* fitoplanctónica no fue tan alta (5,94 mg/m^3).

En el zooplankton se registraron 15 *taxa* y, tanto en la riqueza como la densidad, predominaron los rotíferos (Tabla 1).

Se capturaron 235 ejemplares de *O. bonariensis* en un rango entre 138 a 370 mm de longitud estándar y 26 a 692 gramos de peso.

Las redes de 56 mm de nudo a nudo registraron cerca del 46,8% de las capturas, las de 60 mm el

25,1% y las de 50 mm el 15,3%, los demás tamaños tuvieron relativamente muy poca participación en el total general (Fig. 2). La $CPUE_N$ fue de 201,43 individuos/12 horas de muestreo y la $CPUE_{\text{peso}}$ fue de 58,32 kg/12 horas de muestreo, en tanto el PSD obtenido fue de 94,05. Cerca de un 58% de las capturas fueron machos, poco más de 39 % hembras y un poco menos del 3% individuos juveniles de sexo indefinido.

Tabla 1. Composición y densidad (ind/L) del zooplankton de la laguna La Chacra (valores promedio de los tres sitios de muestreo).

<i>Taxa</i>	Densidad
Cladóceros	
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	4,44
<i>Alona</i> sp.	1,39
<i>Chydorus</i> sp.	11,67
Copépodos	
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)	43,89
<i>Boeckella gracilis</i> (Daday, 1902)	3,05
Nauplios *	203,05
Rotíferos	
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	2,78
<i>B. urceolaris</i> Müller, 1773	0,55
<i>B. calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	100,28
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	44,72
<i>K. cochlearis</i> (Gosse, 1851)	0,55
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	4,44
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1851)	1,39
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	4,44
<i>Lepadella</i> sp.	0,55
<i>Colurella</i> sp.	1,39
Densidad total	428,58

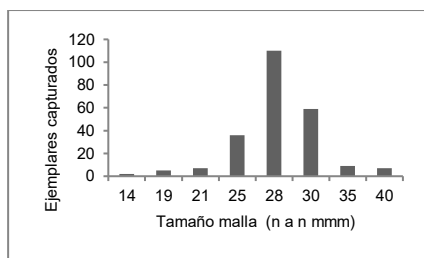


Fig. 2. Distribución de frecuencias de capturas de *O. bonariensis* por tamaño de malla.

La relación LEst-peso fue $P = 4 * 10^{-6} * LEst^{3,212}$ ($R^2 = 0,98$). El valor promedio del Pr fue bajo ($87,5 \pm 6,67$) (Fig. 3).

Se determinaron hasta 5 marcas de crecimiento, la ecuación de von Bertalanffy en longitud obtenida fue: $L_{Est_i} = 412,8 (1 - e^{-0,24(t+1,04)})$ y en peso: $W_i = 1008,8 (1 - e^{-0,24(t+1,04)})^{3,212}$, en la Tabla

2 se detallan las longitudes y pesos, estimados según la ecuación, que tendrían los los pejerreyes a las edades determinadas.

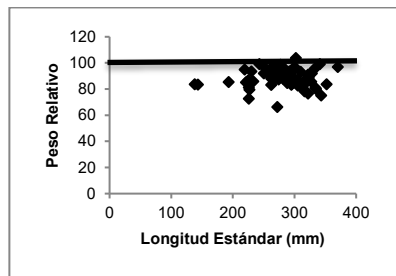


Fig. 3. Variación del peso relativo en función de la longitud estándar (mm). En línea llena el peso relativo óptimo.

Tabla 2. Longitud (mm) y peso (g) de *O. bonariensis* a las diferentes edades (años)

Edad	LEst	Peso
1	159,8	47,9
2	213,8	121,9
3	256,3	218,1
4	289,7	323,3
5	315,9	427,3

Discusión

Si bien la laguna La Chacra es un ambiente pequeño, el origen subterráneo del agua y su profundidad relativamente grande la convierten en un ambiente permanente (Cazenave y Hernández, 1992). La influencia antrópica que recibe es relativamente baja, ya que, dadas las características de la región, solo se realiza ganadería extensiva. El zooplancton, compuesto por organismos de talla pequeña y con una baja densidad, podría responder a la elevada densidad de pejerreyes en la laguna, ya que estos peces son zooplanctívoros visuales que ejercen una depredación sobre el zooplancton en general y los cladóceros en particular (Boveri y Quirós 2007). El predominio de los rotíferos es una situación particular, dada la baja temperatura del agua cuando se realizó el muestreo. La frecuencia de tallas muestra que las mayores capturas estuvieron centradas en ejemplares de tallas superiores, lo cual evidencia de que el ambiente no es pescado profusamente (Sparre y Venema 1997). La $CPUE_{\text{peso}}$ mostró un valor comparativamente elevado (Mancini et al. 2016), en cambio la $CPUE_{\text{peso}}$ tuvo un valor muy superior al promedio de 31,20 kg/noche estimado para 36 lagunas pampeanas del centro de Argentina expuestas a la presión pesquera deportiva-recreativa (Mancini et al. 2016). Por otro lado, el PSD de 94,05 muestra que la mayoría de las

piezas son de interés deportivo recreativo y/o comercial (Baigún y Anderson 1993), lo cual es coherente con la frecuencia de tallas y la $CPUE_{\text{peso}}$, evidenciando una baja o nula presión pesquera (Sparre y Venema 1997). La relación largo estándar – peso presentó crecimiento isométrico (Csirke, 1990), en cambio el peso relativo medio estuvo por debajo del valor estándar (Colautti et al., 2006). Los parámetros de crecimiento estimados estuvieron dentro de los estándares para la especie (Mancini et al. 2016). La permanencia de la laguna La Chacra y los valores de los parámetros analizados permiten inferir la factibilidad de un aprovechamiento planificado de la población de pejerreyes.

Agradecimientos

A la dirección de Recursos Naturales, Secretaría de Recursos Hídricos y al señor Jorge Sánchez y familia por la valiosa colaboración en la realización de la campaña.

Referencias

- Baigún, C. y Anderson, R. 1993. Structural indices for stock assessment and management recommendations for pejerrey *Odontesthes bonariensis* in Argentina. *North American J. Fisheries Management*, 13: 600-608.
- Boveri, M. y Quirós, R. 2007. Cascading trophic effects in pampean shallow lakes: results of a mesocosm experiment using two coexisting fish species with different feeding strategies. *Hydrobiologia*, 584, 215-222.
- Cazenave, W. y Hernández, R. 1992. Inventario de lagunas de la provincia de La Pampa. Administración Provincial del 25 p. Mimeog.
- Colautti, D., Remes Lenicov, M. y Berasain, G. 2003. Vulnerabilidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* a la pesca deportiva en función de su condición. *Biología Acuática*, 20: 49-55.
- Giai, S. 1985. Hidrogeología de la región central de la provincia de La Pampa. XII Congreso Nacional del Agua. I (b):1-34.
- Mancini, M., Grosman, F., Sanzano, P., Del Ponti, O. y Salinas, V. 2016. Características limnológicas, ictiofauna y abundancia de *Odontesthes bonariensis* de 35 lagunas de la región pampeana (Argentina). *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 29: 79-93.
- Sparre, P. y Venema, S.C. 1997. *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. Parte 1. Manual. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 306.1 Rev. 2: 420 pp.
- Csirke, J. 1990. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, Doc. Téc. Pesca, (192):82 pp.



Emisiones de CO₂ en arroyos pampeanos: influencia del metabolismo fluvial y del uso de suelo en la cuenca

Claudia Feijóo¹, Maite Arroita², María Laura Messetta¹, Julieta Anselmo¹, Adonis Giorgi³ y Daniel von Schiller²

¹ Biogeoquímica de Ecosistemas Dulceacuícolas (BED), Depto. de Ciencias Básicas (UNLU), Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLU), ruta 5 y Constitución, Luján (B6700), Argentina.

² Grupo de Ecología de Ríos (UPV), Apdo 644, 48080 Bilbao, España.

³ Programa de Ecología de protistas y Hongos (PEPHON) Depto. de Ciencias Básicas (UNLU), Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLU), ruta 5 y Constitución, Luján (B6700), Argentina.

Email: cfeijoo@unlu.edu.ar

RESUMEN

En este estudio se miden la concentración y flujos de CO₂ en 14 arroyos pampeanos y se analiza la influencia del metabolismo y otras variables (velocidad de corriente, química del agua y uso del suelo) en dichos flujos. La concentración media de CO₂ fue relativamente alta (3050 ppm). Todos los arroyos fueron emisores netos de CO₂, aunque las emisiones variaron bastante entre arroyos. Las emisiones mostraron una relación positiva con la cobertura agrícola en la cuenca y negativa con la producción neta y el índice P/R del ecosistema. Los flujos de CO₂ también fueron influenciados por la heterogeneidad del tramo, la que es producida por las diferentes comunidades bacterianas, algas y macrofitas y por la variación de la corriente. Los resultados sugieren un incremento de las emisiones de CO₂ en arroyos pampeanos con la expansión del área agrícola.

Palabras claves: AGRICULTURA - VELOCIDAD DE CORRIENTE - PRODUCTIVIDAD.

Introducción

Los ecosistemas fluviales pueden actuar como emisores netos de CO₂ a la atmósfera, y pueden contribuir sustancialmente al ciclo de carbono global (Raymond et al., 2013). Sin embargo, algunos aspectos de este proceso aún no han sido estudiados en profundidad. En particular, la contribución de los procesos metabólicos fluviales a los flujos de CO₂ no se comprende por completo (Hotchkiss et al., 2015). Por otra parte, la mayoría de los trabajos se han realizado en arroyos forestados del hemisferio norte y existe poca información sobre arroyos no forestados y de elevado metabolismo (como los arroyos pampeanos).

Los objetivos de este estudio fueron: a) estimar la concentración y flujos de CO₂ en arroyos pampeanos en un gradiente de niveles de nutrientes y de uso de suelo agrícola, b) analizar la influencia de diversas variables (hidrología, química del agua y uso de suelo en la cuenca) en los flujos de CO₂.

Materiales y métodos

Se muestrearon 14 arroyos de la provincia de Buenos Aires en el verano. En los arroyos se midieron variables hidrológicas (velocidad de corriente y caudal) y químicas (pH, conductividad, y concentraciones de oxígeno disuelto, nitratos, nitritos, amonio, fósforo reactivo soluble, carbonatos y bicarbonatos). Además se estimó el metabolismo fluvial (producción primaria neta o PPN, respiración o R, y P/R) usando el método de una estación y modelado inverso (Arroita et al., 2019). El uso de suelo en las cuencas se estimó a partir de imágenes satelitales, distinguiendo entre agricultura, ganadería, vegetación natural y otros usos. La concentración de CO₂ en agua se midió con un analizador infrarrojo EGM portátil (PP Systems). Los flujos de CO₂ se calcularon de forma directa, usando una cámara flotante, e indirecta, a partir de las concentraciones de CO₂ en aire y agua y usando el coeficiente de intercambio gaseoso calculado en el metabolismo (Gómez-Gener et al., 2015). Las

concentraciones y flujos de CO_2 se midieron en triplicado, tratando de cubrir la heterogeneidad del tramo en cuando a las comunidades presentes (macrófitas, epipelon, etc.) y a la variabilidad de la velocidad de la corriente.

Resultados

Las tasas metabólicas (PPN y R) fueron relativamente altas en comparación con las de arroyos de otras zonas geográficas. La mayoría de los arroyos (con excepción de dos) mostraron metabolismo heterotrófico (es decir, $\text{PPN/R} < 1$) (Fig. 1).

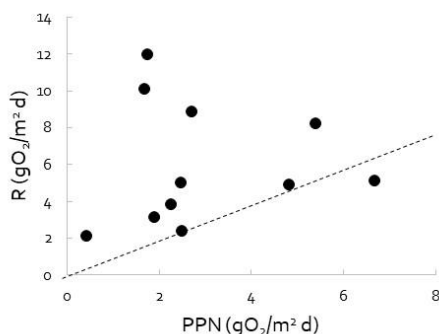


Fig. 1. Relación entre las tasas metabólicas PPN y R.

Las concentraciones de CO_2 disuuelto en agua fueron generalmente altas, con un valor medio de 3050 ppm.

El flujo indirecto promedio de CO_2 varió mucho entre arroyos pero fue siempre positivo, lo que indica que todos fueron emisores netos de CO_2 a la atmósfera. El flujo indirecto de CO_2 se relacionó positivamente con el porcentaje de cuenca cubierto por agricultura y negativamente con la PPN y el índice P/R (Fig. 2). Sin embargo, no se observó una relación de los flujos indirectos con las concentraciones de nutrientes, pese a que los niveles de nitratos se asocian positivamente con la cobertura agrícola (Amuchástegui et al., 2016)

Se observó una gran variación de los flujos directos de CO_2 (es decir, los medidos con la cámara flotante) en los distintos arroyos. Esta variación estuvo relacionada con la presencia de distintos tipos de comunidades (biofilms bénticos, matas de algas o macrófitas) en el tramo y con las distintas velocidades de corriente generadas por la morfología del tramo. A modo de ejemplo, en el arroyo Peña se observó que hubo emisión de CO_2 en el agua

abierta y manchones de macrófitas (siendo el flujo mayor en las macrófitas respecto al agua abierta), mientras que se observó absorción de CO_2 en cúmulos flotantes de algas (Fig. 3).

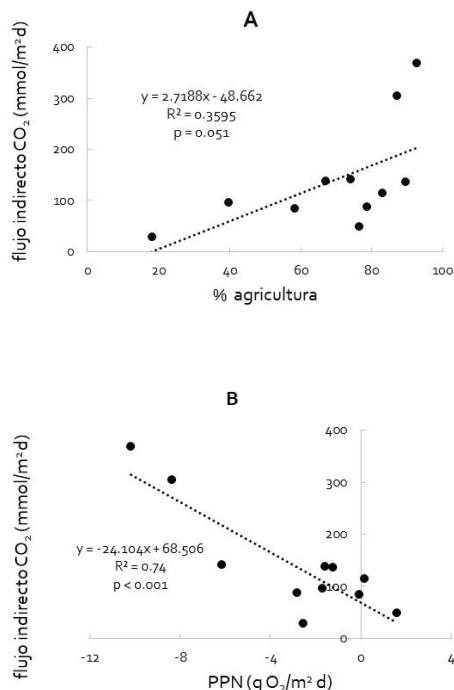


Fig. 2. Relación del flujo indirecto de CO_2 con el uso de suelo agrícola (A) y con la PPN (B).

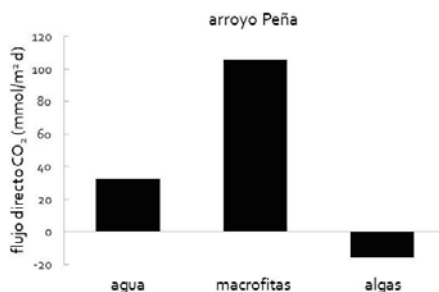


Fig. 3. Flujos directos de CO_2 en agua libre, manchones de macrófitas y cúmulos algales flotantes en un tramo del arroyo Peña.

Por otra parte, en el arroyo Las Flores, los flujos fueron siempre positivos y mostraron una relación positiva con la velocidad de corriente (Fig. 4).

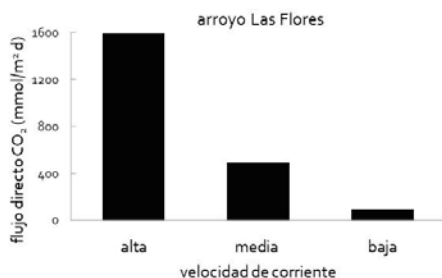


Fig. 4. Flujos directos de CO₂ en zonas con diferente velocidad de corriente en un tramo del arroyo Las Flores.

Consideraciones finales

Los arroyos mostraron altas tasas metabólicas y elevados niveles de CO₂ disuelto en agua. Se observó, además, que el flujo promedio de CO₂ de los arroyos fue siempre positivo, indicando una emisión neta, aunque fue muy variable entre arroyos. Asimismo se observó una gran variabilidad dentro de un mismo arroyo, la que estuvo asociada a la heterogeneidad hidráulica y biológica a escala de tramo. La emisión de gases de los arroyos dependen de la turbulencia (Raymond et al., 2019), lo que explicaría la relación positiva entre velocidad de corriente y emisiones de CO₂ que observamos en algunos arroyos.

Los datos sugieren, además, una relación positiva de los flujos con la agricultura y negativa con la PPN, indicando mayores emisiones de CO₂ en arroyos más heterotróficos y/o con mayor cobertura agrícola en la cuenca. El metabolismo acuático contribuye a las emisiones de CO₂ cuando la respiración del ecosistema excede la producción primaria bruta (Hotchkiss et al., 2015), lo que sugiere una mayor emisión de CO₂ en ambientes heterotróficos. También se espera que los mayores niveles de nutrientes observados en arroyos de cuencas agrícolas favorezcan la fotosíntesis acuática, reduciendo las concentraciones de CO₂ en agua y, por lo tanto las emisiones. Por el contrario, nosotros

observamos un incremento de las emisiones con la cobertura agrícola en la cuenca.

Nuestros resultados indican que los arroyos pampeanos pueden constituir una fuente significativa de CO₂ a la atmósfera. Las emisiones parecen estar fuertemente influenciadas por el uso de suelo agrícola en la cuenca, la velocidad de corriente y la estructura biológica de los arroyos. Por lo tanto, el incremento de la superficie agrícola a escala de cuenca y la variación de la velocidad de corriente o cambios en las comunidades biológicas debidas a las actividades humanas podrían impactar de manera significativa en las emisiones de CO₂ en los arroyos pampeanos.

Agradecimientos

Agradecemos a la Universidad Nacional de Luján por proveer vehículo y chofer para los muestreos. También agradecemos a GERSOLAR (UNLu) por proveer datos de radiación y PAR, y a INTA Balcarce e INTA Miramar por los datos meteorológicos.

Referencias

- Amuchástegui, G., di Franco, L. y Feijoó, C. 2016. Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia*, 767: 65-79.
- Arroita, M., Elosegui, A. y Hall, R.O. 2019. Twenty years of daily metabolism show riverine recovery following sewage abatement. *Limnology and Oceanography*, 64:S77-S92.
- Gómez-Gener, L., Obrador, B., et al. 2015. Hot spots for carbon emissions from Mediterranean fluvial networks during summer drought. *Biogeochemistry*, 125:409-426.
- Hotchkiss, E.R., Hall, R.O., et al. 2015. Sources of and processes controlling CO₂ emissions change with the size of streams and rivers. *Nature Geoscience*, 8(9):696-699.
- Raymond, P., Zappa, C., Butman, D., Bott, T., Potter, J., Mulholland, P., Laursen, A., McDowell, W. y Newbold, D. 2012. Scaling the gas transfer velocity and hydraulic geometry in streams and small rivers. *Limnology and Oceanography, Fluid, Environments*, 2: 41-53.
- Raymond, P.A., Hartmann, J., et al. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503: 355-359.



Dinámica divergente de los componentes microbianos en dos lagunas pampeanas con estados estables contrastantes

**Paulina Fermani¹, Leonardo Lagomarsino¹, Ana Torremorell², Roberto Escaray¹,
José Bustingorry¹, Gonzalo Pérez³ y Gabriela Mataloni⁴**

¹ Laboratorio de Ecología y Fotobiología Acuática, Instituto Tecnológico de Chascomús, (INTECH), Universidad Nacional de San Martín (UNSAM), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), CC 164 (B7130IWA), Chascomús, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

² Programa Ecología de Protistas y Hongos. INEDES (UNLu-CONICET), Provincia de Buenos Aires, Argentina.

³ Laboratorio de Fotobiología, Instituto INIBIOMA (CRUB Comahue, CONICET), CP (8400), Bariloche, Río Negro, Argentina.

⁴ Laboratorio de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación. Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (IIIA). Universidad Nacional de San Martín, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina.

Email: pfermani@intech.gov.ar

RESUMEN

La abundancia de los microorganismos en las lagunas está influenciada por factores extrínsecos e intrínsecos. Una alta coherencia temporal en la dinámica de los parámetros abióticos y las comunidades biológicas entre lagunas vecinas evidencia un control extrínseco operando similarmente en los sistemas, permitiendo predecir su evolución en un contexto de cambio global. En este trabajo se estudiaron dos lagunas pampeanas con estados de equilibrios contrastantes durante un ciclo anual, para evaluar si responden similarmente a los factores extrínsecos o si éstos son anulados por los efectos del estado alternativo. Los parámetros abióticos fueron altamente coherentes entre lagunas, pero explicaron poco las grandes disparidades entre la abundancia y la dinámica de los microorganismos. Las comunidades de la laguna clara respondieron mayormente a factores extrínsecos, mientras que la turbia mostró un estado menos propenso a verse afectado por tales efectos; sugiriendo que las primeras funcionarían mejor como centinelas del cambio climático.

Palabras claves: MICROORGANISMOS – SINCRONICIDAD – MÚLTIPLES ESTADOS ESTABLES

Introducción

Los factores que afectan la abundancia y diversidad de los organismos acuáticos pueden separarse en intrínsecos y extrínsecos. Los primeros son específicos de cada sitio; mientras que los segundos como los factores climáticos, operan en sistemas naturales a escala regional (Kent et al., 2007). Los lagos poco profundos son altamente susceptibles a las perturbaciones ambientales debido a su escasa profundidad (Beklioglu et al., 2016). En particular, los cuerpos de agua próximos entre sí experimentan las mismas variaciones climáticas y la influencia regional es detectada como cambios sincrónicos (coherencia temporal) en la dinámica de diferentes parámetros (Kent et al., 2007). El humedal pampeano está compuesto por lagunas poco profundas que presentan múltiples estados estables. La mayoría se

caracteriza por exhibir un estado turbio (con alta biomasa fitoplanctónica) y otras, un estado claro (con abundante desarrollo de macrofitas sumergidas) (Allende et al., 2009). En esta región, los factores externos como los ciclos de sequía-humedad, así como la eutrofización, pueden promover cambios de estados claros a turbios modificando la estructura de las comunidades, gobernada por las interacciones de la red trófica microbiana (Azam et al., 1983). Desde una perspectiva de manejo, es importante analizar la variación temporal de las comunidades microbianas en ambientes contrastantes y determinar si las lagunas con diferentes estados alternativos responden de manera similar a factores extrínsecos o estos son anulados por la resiliencia del sistema.

Materiales y Métodos

Se muestrearon simultáneamente dos lagunas próximas pertenecientes a la Cuenca del Salado durante un ciclo anual. Se tomaron muestras subsuperficiales de agua en las lagunas El Triunfo (clara) y Chascomús (turbia) cada 15 días. *In situ* se midieron la temperatura (Temp), el pH, la conductividad (Cond), el oxígeno disuelto (OD) y la profundidad del cuerpo de agua (Z). La radiación solar incidente fue cuantificada con el radiómetro IL-1700 utilizando la banda ancha de radiación activa fotosintética (400-700 nm) para obtener el I_0 PAR. La atenuación vertical de la luz en la columna de agua (K_d PAR) fue medida con un espectro-radiómetro (USB2000) y la turbidez con el turbidímetro 2100P Hach. Las precipitaciones fueron adquiridas en el campo experimental "El Espartillar", cercano a la ciudad de Chascomús. En el laboratorio se midieron la alcalinidad (Alc) y los principales nutrientes como nitrógeno total (NT), fósforo total (FT) y fósforo reactivo soluble (FRS); así como también el seston. La abundancia de bacterias heterótrofas (BH), picocianobacterias (Pcy), picoeucariotas (Peuk), flagelados heterótrofos (FH: <2 μ m, 2-5 μ m, 5-10 μ m y >10 μ m) y ciliados (Cil: <10 μ m, 10-20 μ m y >20 μ m) fue cuantificada con un microscopio de epifluorescencia (Nikon Eclipse 600) (Fermani et al., 2015). Para comparar los datos bióticos y abióticos entre lagunas utilizamos el test de Mann-Whitney y las correlaciones fueron analizadas con el test de Spearman. Para detectar variaciones estacionales de los componentes microbianos se hizo un análisis de similitud (ANOSIM) y la sincronización entre lagunas fue evaluada utilizando un test de Mantel. Se analizó la partición de la varianza, seguida de un análisis de redundancia (RDA) para evaluar la segregación entre factores intrínsecos y extrínsecos, y observar cuáles son los principales parámetros que explican la estructura y dinámica de los componentes microbianos en cada laguna.

Resultados y Discusión

La mayoría de los parámetros analizados difirió significativamente entre lagunas, siendo los valores de Chascomús entre dos y tres órdenes de magnitud mayores que los de El Triunfo ($n = 29$, $P < 0.01$). La precipitación acumulada durante el período de estudio fue de 536 mm. Algunos parámetros variaron estacionalmente siguiendo la radiación solar incidente. Los valores de Temp ($R = 0.98$, $P < 0.001$), Alc ($R = 0.92$, $P < 0.001$), Cond ($R = 0.72$, $P < 0.001$), Z ($R = 0.78$, $P < 0.001$)

y Turb ($R = 0.001$, $P < 0.001$) estuvieron altamente correlacionados entre lagunas, aumentando hacia mediados de la primavera, coincidiendo con el prolongado período de sequía que afectó a todas las lagunas de la región (Elisio et al., 2015). A pesar de la alta coherencia temporal en las variables abióticas entre lagunas, esa sincronización no fue observada en los patrones temporales de los microorganismos. El ANOSIM reveló que todas las comunidades microbianas presentaron diferencias significativas entre estaciones en El Triunfo; mientras que en Chascomús, sólo la comunidad picopláctónica fue significativa (Tabla 1).

Tabla 1. ANOSIM de comunidades microbianas medido estacionalmente.

Comunidad microbiana	El Triunfo	Chascomús
Picoplancton	0.32; $P < 0.01$	0.49; $P < 0.01$
FH	0.28; $P < 0.01$	-0.65; NS
Ciliados	0.21; $P < 0.01$	-0.02; NS

El test de Mantel sugirió un comportamiento independiente entre lagunas (Picoplancton: $R = 0.087$, $P = 0.16$; FH: $R = 0.12$, $P = 0.96$; Cil: $R = 0.08$, $P = 0.19$). Por otra parte, la partición de la varianza reveló que los factores intrínsecos fueron los más importantes en la regulación de las comunidades microbianas en cada laguna (Tabla 2).

Tabla 2. Partición de la varianza. Factores extrínsecos (Ext) e intrínsecos (Int) (% Aj: % Ajustado; $P < 0.05$).

Factores	El Triunfo	Chascomús
Extrínsecos (% Aj.)	I_0 PAR (1.2%)	I_0 PAR (6.1%)
Intrínseco (% Aj.)	Alc, FT, seston (12.7%)	pH, OD, FRS, NT (25.5%)
Ext + Int (% Aj.)	2.4%	1.0%
Total Explicado (% Aj.)	16.3%	32.6%

El RDA mostró que en El Triunfo las diferentes estaciones se distribuyeron en sentido horario (Fig. 1a), con el Otoño-Invierno 2008 en el cuadrante inferior izquierdo. Las BH, Peuk, Pcy y ciliados se asociaron con un aumento de I_0 PAR, FT y seston. El efecto de la sequía superpuso una tendencia temporal continua a los ciclos típicos de los lagos templados (Callieri y Stockner, 2002) y las condiciones abióticas en el otoño siguiente fueron muy diferentes a las del año anterior.

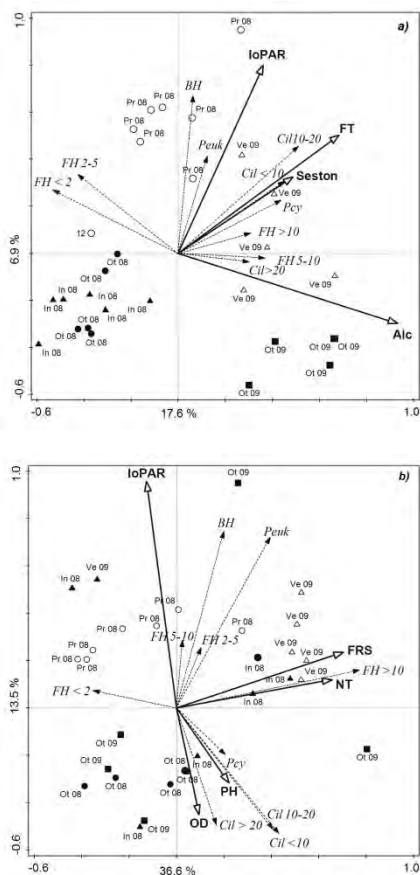


Fig. 1. RDA mostrando variables ambientales, comunidad microbiana y estaciones del año (Ot: otoño, In: invierno, Pr: primavera, Ve: verano).
a) El Triunfo, **b)** Chascomús.

En Chascomús (Fig. 1b) ambos otoños se ubicaron juntos en el cuadrante inferior izquierdo, asociados con bajas concentraciones de nutrientes y radiación. También las BH y Peuk respondieron a las altas condiciones de radiación y nutrientes durante la temporada más cálida; sin embargo, los FH no mostraron un patrón definido y las Pcy y los ciliados fueron más abundantes en condiciones más frías, posiblemente debido a una mejor calidad del ambiente lumínico (Vörös et al., 1998).

Conclusiones

A pesar del alto grado de coherencia temporal en las características abióticas, encontramos una

dinámica divergente de los componentes microbianos entre ambas lagunas, siendo El Triunfo más susceptible a factores externos. Sugerimos que lagunas claras funcionarían mejor como centinelas del cambio climático.

Agradecimientos

ANPCyT (PICT 2014-3089) y CONICET.

Referencias

- Allende, L., Tell, G., Zagarese, H., et al. 2009. Phytoplankton and primary production in clear and turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia* 624: 45-60.
- Azam, F., Fenchel, T., Field, J., et al. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series* 10: 257-263.
- Beklioglu, M., Meerhoff, M., Davidson, et al. 2016. Preface: Shallow lakes in a fast changing world. *Hydrobiologia* 778: 9-11.
- Callieri, C. y Stockner, J.G. 2002. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *Journal of Limnology* 61: 1-14.
- Elisio, M., Vitale, A., y Miranda, L. 2015. Influence of climate variations on Chascomús shallow lake thermal conditions and its consequences on the reproductive ecology of the Argentinian Silverside (*Odontesthes bonariensis*-Actinopterygii, Atherinopsidae). Argentine Pampean Shallow lake. *Hydrobiologia* 752: 155-166.
- Fermani, P., Torremorell, A., Lagomarsino, L., et al. 2015. Microbial abundance patterns along a transparency gradient suggest a weak coupling between heterotrophic bacteria and flagellates in eutrophic shallow Pampean lakes. Argentine Pampean Shallow lake. *Hydrobiologia* 752: 103-123.
- Kent, A.D., Yannarell, A.C., Rusak, J.A., et al. 2007. Synchrony in aquatic microbial community dynamics. *ISME* 1: 38-47.
- Vörös, L., Callieri, C., Balogh, et al. 1998. Freshwater picocyanobacteria along a trophic gradient and light quality range. *Hydrobiologia* 369-370: 117-125.

¿El Mesozooplancton controla al fitoplancton y cianobacterias en el Embalse Paso de las Piedras?

Laura J. Fritz¹, Vanina Estrada¹, Jimena Di Maggio¹, Soledad Díaz¹, Mónica Hoffmeyer²

¹ Planta Piloto de Ingeniería Química (CONICET– UNS) – Camino La Carrindanga (8000) Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

² Instituto Argentino de Oceanografía (CONICET – UNS) – Camino La Carrindanga (8000) Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

Email: lfritz@plapiqui.edu.ar

RESUMEN

Resulta relevante investigar ecológicamente el embalse Paso de las Piedras no sólo por su valor como reservorio de agua para consumo humano sino también para analizar estrategias que resuelvan y/o aminoren las proliferaciones de cianobacterias que alteran la calidad del agua. En este estudio se evaluó la interacción trófica entre el mesozooplancton y el fitoplancton - cianobacterias en términos de biomasa, con datos de ocho muestreos de un ciclo anual. Se realizaron correlaciones entre variables ambientales y bióticas. Estos resultados sugieren que el mesozooplancton controla al fitoplancton y cianobacterias a través de su presión de pastoreo desde la primavera hasta fines del verano. Sin embargo, se requieren más estudios para corroborar estos resultados y para analizar si el efecto *top down* puede efectivamente disminuir las proliferaciones de cianobacterias en el lago.

Palabras claves: MESOZOOPLANCTON – EUTROFIZACIÓN - CIANOBACTERIAS

Introducción

En la compleja red trófica de los sistemas lacustres, el mesozooplancton representa una de las principales comunidades pelágicas. Sus componentes sirven como bioindicadores de calidad ambiental debido a que cada uno posee preferencias ecológicas determinadas y más o menos estrictas (Conde-Porcuna et al., 2004). Avanzando con lo presentado en Fritz et al. (2016), acerca de la dinámica del mesozooplancton, en este estudio se analizó la variabilidad de la biomasa del mesozooplancton y del fitoplancton - cianobacterias durante un ciclo anual para inferir posibles efectos *top down*. La eutrofización consiste en el enriquecimiento, por exceso de nutrientes disueltos, de ecosistemas acuáticos cerrados o de circulación restringida. Este es un problema ambiental, económico y social recurrente en todo el mundo dando lugar a *blooms* de cianobacterias que en muchos casos suelen ser productoras de cianotoxinas (Gabrowska y Marzur-Marzec, 2011). Conocer la dinámica de la trama trófica de los lagos desde una visión ecológica es necesario para la evaluación de posibles alternativas de remediación.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El embalse Paso de las Piedras (Fig. 1) es un lago artificial, extenso y profundo ubicado en el sistema de Ventania (38° 22' S y 61° 12' O; Pcia. de Buenos Aires). El área de la cuenca hidrográfica del embalse es de 1.620 km². Su superficie es de 36 km². Su profundidad máxima es de 28 m y la profundidad media de 8.2 m (Schefer, 2004).



Fig. 1. Imagen del Embalse Paso de las Piedras indicando el sitio muestreado.

Muestreos y análisis

Los muestreos se realizaron entre marzo y diciembre del año 2015 en la toma de agua del embalse (Fig. 1). Las muestras para el estudio de mesozooplankton, se extrajeron mediante arrastres verticales (5 a 0 metros), utilizando una red de plancton (0,30 m de diámetro de boca) provista de flujómetro. Las mismas, se fijaron *in situ* con formol (concentración final 4%). Se realizaron los análisis cuali y cuantitativo bajo lupa binocular Wild M5 y microscopio Nikon Eclipse 80i utilizando literatura específica. Finalmente, se estimaron valores de biomasa en términos de carbono por litro ($\mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$) para cladóceros, copépodos y totales, basados en el cálculo del biovolumen individual. Las muestras para el estudio del fitoplancton se colectaron con botella Van-Dorn y fijaron con Lugol. Los análisis cuali y cuantitativos se realizaron siguiendo la técnica de Utermöhl. Con una sonda multiparamétrica digital Horiba U-10 se registraron valores de temperatura, conductividad y oxígeno disuelto.

El análisis estadístico exploratorio de los datos incluyó análisis de correlación entre los datos de las variables ambientales y de la biomasa del fitoplancton, cianobacterias y mesozooplankton, utilizando el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman (r_s).

Resultados

El fitoplancton en general y las cianobacterias en particular alcanzaron un pico de biomasa en el mes de marzo ($1,01 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$ y $0,59 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente), mientras que los mínimos se registraron en septiembre para el fitoplancton total ($0,03 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$) y en octubre fue el mínimo de las cianobacterias ($0,4 \times 10^{-3} \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$).

La temperatura varió desde 7°C en julio hasta un máximo de $22,5^\circ\text{C}$ en marzo, con un promedio de $15,9 \pm 4,9^\circ\text{C}$. El oxígeno disuelto mostró un valor mínimo de $4,69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en febrero y uno máximo de $9,68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en julio, con un promedio de $6,79 \pm 1,38 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Como es esperable en este tipo de ambientes, la salinidad tuvo poca variación estacional (min $0,22 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ y máx. $0,28 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$).

La biomasa total del mesozooplankton estuvo dominada por los cladóceros (principalmente *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia* sp. y *Daphnia* sp.), presentando un valor máximo en noviembre ($3,8 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$) y uno mínimo en julio ($0,1 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$). En el caso de los copépodos, *Notodiaptomus* sp. dominó en biomasa a fines de diciembre ($0,48 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$).

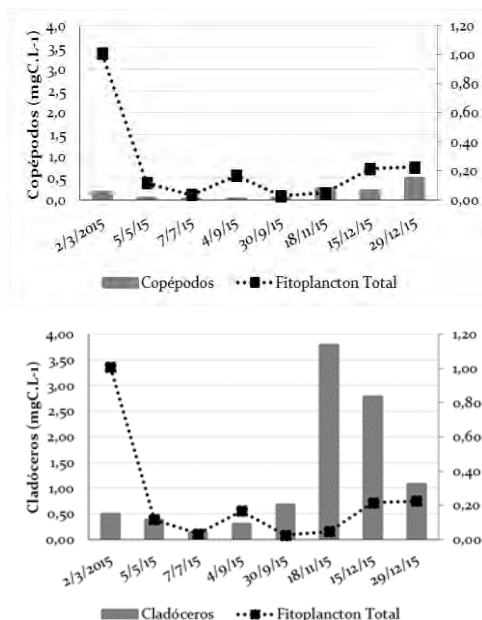


Fig. 2. Perfiles de la dinámica de los principales grupos del mesozooplankton y del fitoplancton.

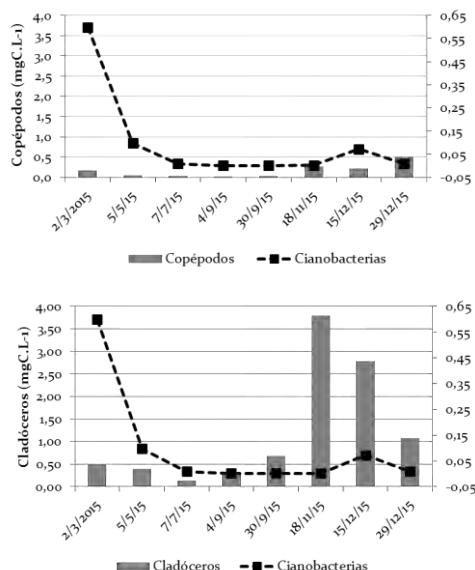


Fig. 3. Perfiles de la dinámica estacional de los principales grupos del mesozooplankton y de cianobacterias.

Se detectaron correlaciones estadísticas no significativas entre la biomasa del mesozooplankton y el resto de las variables. Las correlaciones significativas observadas se indican en la siguiente tabla.

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman para cada par de variables. Se muestran los niveles correspondientes de significancia.

	Temperatura (°C)	OD (mgL ⁻¹)	Fitoplancton (mgCL ⁻¹)	Cianobacterias (mgCL ⁻¹)	Mesozooplankton (mgCL ⁻¹)
Temperatura (°C)	1	<0,05*	<0,05*	ns	ns
OD (mgL ⁻¹)	-0,84	1	0,05*	<0,05*	ns
Fitoplancton (mgCL ⁻¹)	0,81	-0,7	1	ns	ns
Cianobacterias (mgCL ⁻¹)	0,54	-0,75	0,57	1	ns
Mesozooplankton (mgCL ⁻¹)	0,62	-0,3	0,22	-0,14	1

Discusión

La biomasa del fitoplancton mostró un pico máximo en marzo, hecho que se relaciona con la mayor temperatura observada en el período estudiado y con la correlación positiva observada entre los datos de ambas variables. La ausencia de correlaciones significativas entre la biomasa del fitoplancton-cianobacterias y la biomasa del mesozooplankton podría explicarse por el hecho de que el efecto de una variable sobre la otra puede no manifestarse con datos sincrónicos sino con datos de un período temporal mayor (días). En los gráficos de dinámica estacional de la biomasa, se evidencia una tendencia que sugiere el control de las cianobacterias y el fitoplancton total por la presión de pastoreo del mesozooplankton. Este control parece ser importante en primavera (hasta fines de octubre) cuando tanto los copépodos como los cladóceros presentaron sus máximos de biomasa. Desde noviembre hasta mediados de diciembre se pudo detectar una disminución de la biomasa, del mesozooplankton, especialmente de los cladóceros y paralelamente, un leve aumento en la biomasa del fitoplancton. Esto último podría interpretarse como el efecto del pastoreo de tallas pequeñas del pejerrey, *Odontesthes bonariensis*, constituyendo una cascada en la trama trófica pelágica del lago (Grosman y Sanzano, 2003). Ciertos autores indican que las cascadas tróficas a nivel comunidad son más marcadas en ambientes pelágicos dominados por cladóceros (Sommer y Sommer, 2006). La presencia de peces planctívoros desplaza la comunidad zooplanctónica hacia especies de menor talla, reduciéndose también el tamaño corporal a nivel intraespecífico, y como consecuencia de estos cambios, disminuye la

presión de pastoreo sobre el fitoplancton (Hessen, 2014). Más estudios de campo a largo plazo y experimentales, deberían realizarse en el embalse Paso de las Piedras para poder comprender mejor las interacciones depredador-presa en la base de la trama trófica pelágica y de este modo poder inferir si estimulando el crecimiento de la comunidad zooplanctónica se pueden evitar o disminuir los blooms de cianobacterias.

Agradecimientos

El presente estudio fue financiado por la Secretaría General de Ciencia y Tecnología (UNS) (PGI-MAYDS) 2014 - 2016 y desarrollado en el marco del proyecto PIO-AGUA (CONICET-UNS) 2016 - 2018. Las autoras agradecen a Juan Carlos Baglivi y José María Guerrero por los datos aportados, a la Autoridad del Agua (ADA) y a todo el equipo responsable de las campañas de muestreo.

Referencias

- Conde-Porcuna, J.M., Ramos-Rodríguez, E. y Morales-Baquero, R. 2004. El zooplankton como integrante en la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas*, 13:23-29.
- Estrada, V., Di Maggio, J. y Díaz, M.S. 2011. Water sustainability: a systems engineering approach to restoration of eutrophic lakes. *Computers y Chemical Engineering*, 35:1598-1613.
- Fritz, L., Estrada, V., Di Maggio, J., Grosman, F., Sanzano, P., Guerrero, J.M., Baglivi, J.C., Polonioli, M., Díaz, M.S. y Hoffmeyer, M.S. 2016. Dinámica estacional de la comunidad mesozooplankton en el embalse Paso de las Piedras, Provincia de Buenos Aires. *VI Reunión Binacional de Ecología*.
- Grabowska, M. y Mazur-Marzec, H. 2011. The effect of cyanobacterial blooms in the Siemianówka Dam Reservoir on the phytoplankton structure in the Narew River. *Oceanological and Hydrobiological Studies, International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, 40: 19-26.
- Grosman, F. y Sanzano, P. 2003. ¿El pejerrey puede causar cambios estructurales en un ecosistema? *Biología Acuática*, 20: 37-44.
- Hessen, D.O. y Kaartvedt, S. 2014. Top-down cascades in lakes and oceans: different perspectives but same story? *Journal of Plankton Research*, 36(4): 914-924.
- Schefer, J.C., 2014. Los recursos hídricos y el abastecimiento de agua. Región de Bahía Blanca. Publicaciones del CEPADE, Argentina, pp 132.
- Sommer y Sommer. 2006. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton, *Oecologia*, 147:183-194.



¿Qué criterios y consideraciones debemos tener en cuenta cuando hablamos de cambio de régimen en los lagos someros?

María de los Ángeles González Sagrario¹, Simona Muzzasi², Francisco Elizalde Córdoba³, Manuela Mendiola⁴ y Andrea Lami²

¹ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET, J. B. Justo 2550, (7600) Mar del Plata, Argentina.

² National Research Council (CNR), Water Research Institute (IRSA), Largo Tonolli, 50, Verbania, Italia.

³ Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA, CONICET-UNJu), Instituto de Geología y Minería, Universidad Nacional de Jujuy, Av. Bolivia 1661, Y4600GNE, San Salvador de Jujuy, Argentina.

⁴ Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N°1, B7602HSA Mar del Plata, Argentina.

Email: gonsagra@mdp.edu.ar

RESUMEN

Los lagos someros o lagunas, experimentan cambios de régimen. Sin embargo, para dar cuenta de ello diversos criterios y/o indicadores necesitan ser evaluados. Este trabajo tiene como objetivo mostrar las distintas herramientas que pueden considerarse a la hora de definir un cambio de régimen en un ecosistema. Para ello, se tomó como ejemplo un estudio paleolimnológico realizado en la Laguna Blanca Chica, (Olavarría) que incluye el análisis de múltiples indicadores pertenecientes a distintos niveles tróficos y el empleo de distintas herramientas estadísticas (*GAM*, *density curves*, *Early warning signals*). De este estudio se desprende que para poder establecer si un cambio de régimen ocurrió es necesario contar con una serie temporal de datos extendida en el tiempo, testear la ocurrencia de transiciones y caracterizar su dinámica considerando diversos niveles de la trama trófica del ecosistema.

Palabras claves: MÚLTIPLES RESPUESTAS - RESILIENCIA - PALEOLIMNOLOGÍA

Introducción

Los lagos, al igual que los ecosistemas marinos y terrestres, sufren cambios drásticos que pueden ser asociados a los modelos teóricos de eventos catastróficos como los cambios abruptos, de régimen y los múltiples estados estables (Carpenter, 2003; Petraitis, 2013). El cambio de régimen es un fenómeno que se da a escala ecosistémica e implica la reconfiguración del sistema, con cambios en sus respuestas funcionales, estructura y dinámica (Carpenter, 2003). Existen distintos modelos de cambio de régimen (CR): 1- lineales (umbral en el forzante), 2- no lineales (umbral en la respuesta de estado) y 3- transiciones discontinuas (críticas, también llamados múltiples estados estables) (Andersen et al., 2009). Distintos criterios han sido definidos para considerar la ocurrencia de un cambio de régimen. Según Petraitis (2013), debe aplicarse el criterio de Peterson, es decir los CR deben ser testeados experimentalmente en el mismo sitio en

que sucedieron (Peterson, 1984). Otros investigadores han propuesto que un CR puede considerarse como tal cuando el cambio sea abrupto, presente baja frecuencia y gran amplitud y se manifieste en múltiples indicadores pertenecientes a diversos niveles tróficos (Lees et al., 2006). A su vez, existen distintos tipos de señales que caracterizan los múltiples estados estables y otros tipos de CR tales como los indicadores de resiliencia (por ejemplo varianza y autocorrelación), modalidad, reversibilidad, respuestas no lineales, histéresis, *critical slowing down*, entre otros (Petraitis, 2013). Debido a que no existe un único test para determinar la ocurrencia de CR, nuestro trabajo propone: 1- testear la ocurrencia de transiciones, 2- determinar su dinámica (lineal versus no lineal) y 3- analizar el comportamiento de señales tempranas de cambio de régimen (indicadores de resiliencia). Como caso de estudio, se analizó la respuesta de múltiples indicadores (pigmentos fotosintéticos, variables geoquímicas, diatomeas,

restos quitinosos de cladóceros, huevos de rotíferos, gasterópodos y escamas de peces) en un testigo sedimentario de la Lag. Blanca Chica (36° 50' 00.9''S; 60° 28' 00.9''O, Pdo. Olavarría, Buenos Aires, Argentina).

Materiales y Métodos

Área de Estudio

Blanca Chica es una laguna somera, polimíctica, eutrófica y turbia (Disco de Secchi: 0.2-0.3m, concentración de clorofila *a*: 90-500 mg m⁻³ y de fósforo total: 0.3-1.2 ppm), de aguas alcalinas (pH: 8-9.8) (Sanzano et al., 2014).

Análisis realizados

El modelo de edad-profundidad del testigo sedimentario se construyó basado en las determinaciones radioisotópicas de ²¹⁰Pb y ¹³⁷Cs y cronomarcadores específicos y la determinación de cada indicador se realizó de acuerdo a la metodología estándar descrita en González Sagrario et al. (2019).

Todos los análisis fueron realizados con el programa R versión 3.3.3 (2017-03-06) (R Core Team, 2017). En primer lugar, se identificaron las transiciones, luego se determinó su dinámica y por último se analizó el comportamiento de los indicadores de resiliencia:

1- Determinación de transiciones. Las transiciones fueron detectadas mediante el ajuste de Modelos Aditivos Generalizados (GAM) y la estimación de la primera derivada de la tendencia ajustada (Simpson, 2018) de la serie temporal de puntajes o *scores* de los análisis de ordenación (PCA o CA) realizados a cada indicador (representado por set de datos multivariado).

2- Dinámica (lineal / no lineal- discontinua) y modalidad. Se aplicó un kernel gaussiano para estimar las funciones de probabilidad de densidad (Scheffer et al., 2003; Wang et al., 2012) en la serie temporal de puntajes del análisis de ordenación.

3- Identificación de señales tempranas de alarma de cambio de régimen (EWS). Se analizaron los indicadores de resiliencia, desvío estándar y autocorrelación en la serie temporal de los análisis de ordenación. Estos indicadores se analizaron para distintas medidas de ventana (10,20,30,40,50) (Dakos et al., 2012).

Resultados

A partir del ajuste de GAM en la serie temporal (AD 1750-2015) de puntuaciones de los métodos de ordenación de cada indicador, se identificaron distintos momentos de transición (Tabla 1). Considerando las respuestas coincidentes se definieron dos periodos de transición: ca. 1860-

1900 y ca. 1930-1990. Para cada uno de estas transiciones se identificaron cambios en la estructura de los ensambles. En ambos casos, la dinámica fue no lineal o discontinua e indicadores pertenecientes a distintos niveles tróficos (nutrientes, productores primarios, consumidores primarios y secundarios) estuvieron involucrados en dichos cambios abruptos. Durante la primera transición no se identificó ninguna tendencia para el desvío estándar y la autocorrelación; sin embargo, durante la segunda transición se detectaron tendencias positivas para el desvío estándar para todos los indicadores y para todo el rango de ventanas seleccionadas (Tabla1).

Durante la primera transición, el sistema cambió drásticamente su estructura. Previo y durante la transición, dominaban los componentes litorales (semillas de plantas acuáticas, gasterópodos y cladóceros litorales); post-transición, el sistema cambió hacia la dominancia de organismos pelágicos (*Bosmina* *Leiderbosmina huaronensis*), la pérdida de la vegetación y de gasterópodos asociados a macrófitas. A su vez, la composición del ensamble de diatomeas cambió. Las especies indicadoras de aguas claras, como *Cyclotella meneghiniana*, *Thalassiosira cf. faurii* y diatomeas bentónicas, fueron reemplazadas por especies indicadoras de condiciones de mezcla y turbidez, como *Aulacoseira granulata*. Luego de la transición, esta situación se revierte, dominando nuevamente el ensamble *C. meneghiniana*.

La segunda transición ca. 1930-1990 estuvo caracterizada por el aumento de los nutrientes y los pigmentos fotosintéticos, especialmente los correspondientes a las cianobacterias. Las diatomeas indicadoras turbidez, como *Aulacoseira granulata* se volvieron dominantes y el ensamble de rotífero aumentó su riqueza específica.

Discusión

Las transiciones identificadas en la Laguna Blanca Chica involucraron cambios drásticos en el ecosistema: hacia un sistema con dominancia pelágica (post 1880) y mayor columna de agua y luego, hacia uno eutrófico (1930-1990). Ambas transiciones, implicaron la reconfiguración del ecosistema e involucraron la respuesta de distintos niveles tróficos (recursos basales, productores, consumidores primarios y secundarios) y ensambles (fitoplancton, zooplancton, bentos y peces). A su vez, la detección de modalidad da cuenta que la dinámica de estos cambios fue no lineal o discontinua. Dado que en un período de 250 años se registraron dos cambios abruptos, pueden ser caracterizados como de baja frecuencia y con implicancias ecosistémicas de gran amplitud. A

esto se suma, el incremento de la varianza en la segunda transición. Estas características permiten calificar a ambas transiciones como consistentes con los modelos teóricos de cambio de régimen. Sin embargo, la ausencia de tendencias en los indicadores de resiliencia y la reversión observada para el ensamble de diatomeas permite inferir que el primer cambio de régimen sería un cambio no lineal de "respuesta en el umbral de estado"; mientras que el segundo, asociado a una fase de eutroficación, una "transición crítica".

Tabla 1. Transiciones detectadas para cada indicador mediante GAMs e indicadores asociadas a cambios de régimen. Acrónimos: BM: bimodal, NL/D: no lineal/discontinuo, +SD: incremento del desvío estándar, -: no se detectó cambio.

Indicador	Transición	Modalidad/ Dinámica	Indicador de Resiliencia
Cladocera	1860-1880	BM, NL/D	-
Diatomeas	1850-1900 1920-2000	BM, NL/D BM, NL/D	+SD
Geoquímicos	1960-2000	BM, NL/D	+SD
Clorofilas	1952	BM, NL/D	-
Carotenoides	1920-1950	BM, NL/D	+SD
Rotífera	1920-1990	BM, NL/D	+SD

Conclusiones

Los lagos someros o lagunas son referidos como ejemplos de ecosistemas en los que ocurren cambios de régimen, en particular de transiciones críticas o múltiples estados estables. Sin embargo, este trabajo demuestra que pueden experimentar distintos tipos de CR. Más importante aún, resalta que para evaluar un CR es necesario analizar la respuesta de distintos indicadores pertenecientes a diversos niveles tróficos. Además, destaca la importancia de considerar todas las señales de cambio de régimen posibles, tales como la modalidad, reversión, indicadores de resiliencia y tipo de dinámica del cambio. Estos factores deben ser tenidos en cuenta para poder realizar inferencias acertadas de los procesos que ocurren en los sistemas lacustres (Carpenter, 2003).

Agradecimientos

Los autores agradecen al CONICET, CNR y UNMDP por el financiamiento brindado (PIP1345, EXA 775 y Proyecto de cooperación Bilateral CONICET-CNR).

Referencias

- Andersen, T., Carstensen, J., Hernández-García, E. y Duarte, C.M. 2009. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 49-57.
- Carpenter, S.R. 2003. *Regime shifts in lake ecosystems: pattern and variation*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- Dakos, V., Carpenter, S.R., Brock, W.A., Ellison, A.M., Guttal, V., Ives, A.R., Kéfi, S., Livina, V., Seekell, D.A., Van Nes, E.H. y Scheffer, M. 2012. Methods for detecting early warnings of critical transitions in time series illustrated using simulated ecological data. *PLOS ONE* 7: e41010.
- González Sagrario, M.A., Muzzasi, S., Córdoba F.E., Mendiolar, M. y Lami A. 2019. Inferring the occurrence of regime shifts in a shallow lake during the last 250 years based on multiple lines of evidences. *Enviado*.
- Lees, K., Pitois, S., Scott, C., Frid, C. y Mackinson, S. 2006. Characterizing regime shifts in the marine environment. *Fish and Fisheries* 7: 104-127.
- Peterson, C.H. 1984. Does a Rigorous Criterion for Environmental Identity Preclude the Existence of Multiple Stable Points? *The American Naturalist* 124: 127-133.
- Petraitis, P.S. 2013. *Multiple Stable States in Natural Ecosystems*. Oxford University Press, Oxford.
- R Core Team. 2017. Vienna, , R Foundation for Statistical Computing.
- Sanzano, V., Grosman, F. y Colasurdo, P. 2014. Estudio limnológico de Laguna Blanca Chica (Olavarría, Provincia de Buenos Aires) durante un período de sequía. *Biología Acuática* 30: 189-202.
- Scheffer, M. y Carpenter, S.R. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 648-656.
- Simpson, G.L. 2018. Modelling palaeoecological time series using generalised additive models. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6: 149.
- Wang, R., Dearing, J.A., Langdon, P.G., Zhang, E., Yang, X., Dakos, V. y Scheffer, M. 2012. Flickering gives early warning signals of a critical transition to a eutrophic lake state. *Nature* 492: 419.



Descripción del perifiton de arroyos pampeanos poco disturbados mediante dos enfoques basados en rasgos morfo-funcionales

Rocío Gorbarán^{1,3}, M. Elicia Mac Donagh¹, Ana Torremorell^{2,3}

¹División Fisiología, Museo de La Plata, FCNyM (UNLP). La Plata, Buenos Aires, Argentina.

²Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu) – Ruta 5 y Avenida Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina.

³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas-CONICET.

Email: rociosgorbaran@gmail.com

RESUMEN

La región pampeana presenta una gran presión antrópica, lo que hace difícil hallar arroyos en condiciones prístinas. El análisis del perifiton mediante rasgos morfo-funcionales puede usarse para indicar los principales factores ambientales que influyen en la diversidad funcional del ecosistema. El objetivo del trabajo fue analizar la estructura del perifiton usando enfoques morfo-funcionales y contribuir a la caracterización de arroyos pampeanos con mínimo impacto antrópico. Se eligieron tramos en 18 arroyos que se adecuaron a la condición menos disturbada posible. Se registraron variables físico-químicas y se tomaron muestras de perifiton. Los taxa hallados fueron clasificados según la forma de vida y de adhesión al sustrato, y sólo las diatomeas en gremios ecológicos. La forma de vida y adhesión dominante fueron Cocal y Low, los gremios dominantes fueron High profile y Motile, esto podría relacionarse con la baja velocidad del agua y la disponibilidad de nutrientes característica de arroyos pampeanos.

Palabras claves: ALGAS - GREMIOS ECOLÓGICOS - FORMAS DE VIDA.

Introducción

La región pampeana (426.000 km²) concentra el 39 % de la población total del país (INDEC 2010) y presenta una gran presión antrópica debida a las actividades agropecuarias, industriales, y a las urbanizaciones, lo que hace difícil hallar arroyos en condiciones totalmente prístinas. Stoddard et al. (2006) definieron al estado ecológico de los sitios de arroyos que exhiben los menores signos de actividad humana en áreas con actividades antrópicas extensivas como la "condición menos disturbada" (*Least Disturbed Condition*). El estudio de estos sitios, con las mejores condiciones físicas, químicas y de hábitat biológico, es de vital importancia para establecer condiciones de base en el estado actual del paisaje frente al rápido proceso de transformación que se dio en los últimos años.

Sin embargo, la descripción detallada de todos los componentes de la biota de estos arroyos sería un trabajo demasiado extenso. El análisis del perifiton mediante los rasgos morfo-funcionales asociados a diferentes condiciones ambientales y los gremios ecológicos ha sido

usado exitosamente para indicar los principales factores ambientales que influyen en la diversidad funcional de los ecosistemas (Biggs et al., 1998; Passy 2007; Lange et al., 2016; Marcel et al., 2017). El objetivo de este trabajo fue contribuir a la descripción de los sitios de arroyos menos disturbados mediante el análisis de la estructura del perifiton según diferentes enfoques ecológicos basados en rasgos morfo-funcionales.

Materiales y Métodos

Se seleccionaron 18 arroyos distribuidos en diferentes cuencas de la región pampeana, entre los 32°50' - 38°27' S y los 64°34' - 57°25' W (Fig. 1). En cada arroyo se eligió un tramo de 100 m, representativo de la heterogeneidad ambiental. La elección se basó en los usos del suelo en los alrededores y en una serie de criterios morfológicos e hidrológicos del curso de agua, que se consideraran característicos de una condición lo menos disturbada posible (Hughes et al., 1986; Feio et al., 2014).

En cada tramo se registraron las variables físico-químicas pH, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación, conductividad y temperatura

empleando una multisonda de campo Hach; y se tomaron muestras de perifiton por triplicado, durante el invierno de 2016. Los trozos de tallos y hojas de macrófitas sumergidas fueron fijados con formol (4%) y luego sonicados para separar las algas adheridas. La cuantificación se realizó en cámaras de conteo Palmer-Maloney y Sedgewick-Rafter con un microscopio óptico Olympus CX31 hasta alcanzar una densidad mínima de 300 células. En el caso de los filamentos con tabiques celulares difíciles de distinguir se consideró que 10 µm es una unidad celular (Biggs y Kilroy, 2000). La identificación de las algas se realizó empleando bibliografía específica de cada grupo taxonómico hasta el nivel de género o especie siempre que fue posible.

Para el análisis de los grupos ecológicos se emplearon dos aproximaciones diferentes. Por un lado, considerando todas las algas, los taxa identificados fueron asignados a categorías según su forma de vida (Colonial, Filamentosa, Flagelado o Cocal); y su modo de adhesión al sustrato (*Low*, *Medium* o *High*) según Lange et al. (2016). La categoría *Low* corresponde a taxa sin elementos de fijación al sustrato, *Medium* a aquellos que se fijan mediante una célula basal especializada o estructuras mucilaginosas, y *High* a aquellos fuertemente adheridos al sustrato (ej. postradas o adnatas). Por otro lado, considerando sólo las diatomeas, los taxa fueron asignadas a los gremios ecológicos propuestos por Rimet y Bouchez (2012) *Low profile*, *High profile*, *Motile* o *Planktic*. *Low Profile* está formado por taxa que se encuentran directamente adheridos al sustrato, o son de movimiento lento. *High Profile* incluye formas pedunculadas erectas de mayor tamaño, colonias filamentosas, ramificadas y especies formadoras de tubo. *Motile* está formado por taxa que se desplazan rápidamente, y *Planktic* por taxa típicamente planctónicos.

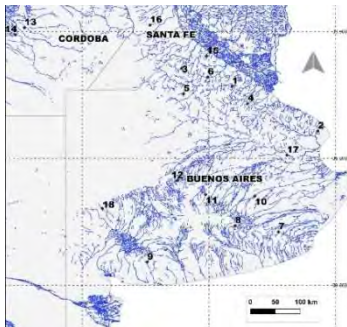


Fig.1. Ubicación de los sitios de estudio en la región pampeana.

Resultados

El pH fue ligeramente alcalino y la concentración de oxígeno disuelto elevada, ambos parámetros poco variables, a diferencia de la conductividad que presentó una mayor variabilidad (Tabla1). La forma de vida Cocal fue dominante en nueve sitios, mientras que la forma Filamentosa dominó en seis. La forma Colonial fue dominante sólo en dos sitios y la forma Flagelado estuvo presente en unos pocos sitios con porcentajes menores al 1% (Fig.2). La forma de adhesión dominante fue *Low*. La forma *Medium* dominó en tres sitios y *High* en dos, ambas con porcentajes menores al 20% en la mayoría de los restantes (Fig.3).

Tabla 1. Valores promedio y desvío estándar (SD) de las variables físico-químicas.

	Promedio	SD
pH	7.89	0.34
Oxígeno disuelto (mg/l)	9.93	1.18
Porcentaje de Saturación	97.36	8.95
Conductividad (µS/cm)	1184	553
Temperatura (°C)	13.94	2.67

Se hallaron 145 taxa representantes de las divisiones Cyanophyta, Bacillariophyta, Chlorophyta, Xanthophyta Euglenophyta y Dinophyta. El porcentaje de algas Diatomeas fue superior al 50% en la mayoría de los casos, con la excepción de los sitios 1,4,12 y 17 (Fig.4).

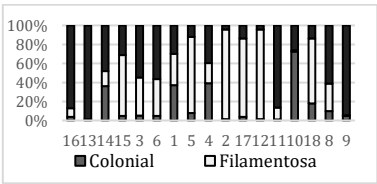


Fig. 2. Formas de vida del perifiton de los sitios ordenados de norte a sur.

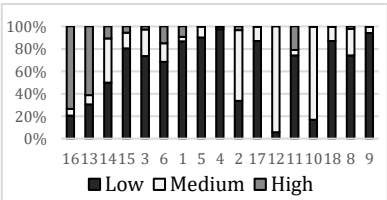


Fig. 3. Formas de adhesión del perifiton de los sitios ordenados de norte a sur.

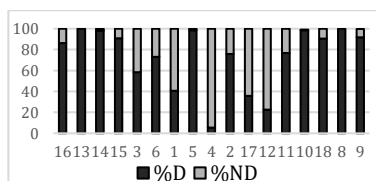


Fig. 4. Porcentaje de diatomeas (D) y no diatomeas (ND) del perifiton de los sitios ordenados de norte a sur.

El gremio *High profile* fue dominante en ocho de los sitios y *Motile* en siete; ambos estuvieron representados en todos ellos. El gremio *Low profile* fue dominante sólo en dos sitios, estuvo ausente en otros dos, y en el resto representó menos del 40%. El gremio *Planktic* estuvo ausente o en porcentaje menor al 1% en la mayoría de los sitios, excepto en el 12 (Fig. 5).



Fig. 5. Gremios ecológicos del perifiton de los sitios ordenados de norte a sur.

Discusión

Los valores promedio de las variables físico-químicas están dentro de los rangos hallados por Feijoó y Lombardo (2007) para arroyos pampeanos durante el otoño. Las formas de vida son importantes en relación a la adquisición de recursos, y junto con el modo de adhesión al sustrato contribuyen a determinar la capacidad de permanecer y recuperarse de las perturbaciones físicas y el pastoreo (Biggs et al., 1998; Lange et al., 2016). Las combinaciones de rasgos dominantes en la mayoría de los sitios son Cocal-Low y Colonial-Low. La predominancia de este modo de adhesión podría relacionarse con la baja velocidad de la corriente característica de los arroyos de llanura. Los taxa de los gremios *High profile* y *Motile* son capaces de proliferar en medios ricos en nutrientes. Los primeros son sensibles a las perturbaciones físicas, mientras que los segundos pueden desplazarse rápidamente para hallar condiciones más adecuadas. Los taxa del gremio *Low profile* son capaces de vivir en ambientes con escasos nutrientes y elevada velocidad de la corriente (Rimet y Bouchez,

2012). En el caso de los sitios analizados la prevalencia de *High profile* y *Motile* observada podría relacionarse con la disponibilidad de nutrientes característica de arroyos pampeanos poco perturbados (Feijoó y Lombardo, 2007). El porcentaje de diatomeas fue elevado en la mayoría de los sitios (aunque no en todos), por lo que coincidimos con Tapolczai et al., (2016) en cuanto a que emplear un enfoque que considere solo a las diatomeas para describir la estructura del perifiton podría resultar en una pérdida de información adicional relevante.

Agradecimientos

FONCYT-AGENCIA (PICT 1014/17) proporcionó los recursos para llevar a cabo los muestreos.

Referencias

- Biggs B., Stevenson R. y Lowe R.1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie* 143:21–56.
- Biggs, B. y Kilroy, C. 2000. *Stream periphyton monitoring manual*. New Zealand Ministry for the Environment NIWA, New Zealand.
- Feijoó, C. y Lombardo, R. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41: 1399–1410.
- Felto, M., Aguiar, F., Almeida, S., Ferreira, J., Ferreira, M., Elias, C., y Delmas, F. 2014. Least disturbed condition for European Mediterranean rivers. *Science of the Total Env.*, 476:745-756.
- Hughes, R., Larsen, D., y Omernik, J.1986. Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Env. Manag.*, 10:629-635.
- INDEC,2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. Instituto Nacional de Estadística y Censos. www.indec.gov.ar.
- Lange, K., Townsend, C., y Matthei, C. 2016. A trait-based framework for stream algal communities. *Ecology and Evolution*,6(1):23-36.
- Marcel R., Berthon V., Castets V., Rimet F., Thiers A., Labat F. y Fontan B. 2017. Modelling diatom life forms and ecological guilds for river biomonitoring. *Knowl. Manag. Aquat. Ec.*, 418, 1.
- Passy, S.2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, 86(2):171-178.
- Rimet, F. y Bouchez, A. 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowl. Manag. Aquat. Ec.*, 406:1.
- Stoddard, J., Larsen, D., Hawkins, C., Johnson, R., y Norris, R. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecol. App.*, 16(4):1267-1276.
- Tapolczai, K., Bouchez, A., Stenger-Kovács, C., Padišák, J., y Rimet, F. 2016. Trait-based ecological classifications for benthic algae: review and perspectives. *Hydrobiologia*, 776(1):1-17.



Efecto de la invasión de acacia negra sobre la diversidad de hongos ingoldianos en el arroyo Balta (Mercedes, Buenos Aires)

Sebastián Kravetz¹², B. González¹²³, Florencia Huta¹ y Adonis Giorgi¹²

¹ Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (UNLu-CONICET) - Av. Constitución y Ruta Nac. N°5, Luján, Buenos Aires, Argentina.

² Departamento de Ciencias Básicas-Universidad Nacional de Luján) – Av. Constitución y Ruta Nac. N°5, Luján, Buenos Aires, Argentina.

³ Departamento de Tecnología-Universidad Nacional de Luján) – Av. Constitución y Ruta Nac. N°5, Luján, Buenos Aires, Argentina.

Email: sebastiankravetz@yahoo.com.ar

RESUMEN

Los hongos ingoldianos son los principales microorganismos descomponedores de materia orgánica alóctona en climas templados. Con el objetivo de evaluar el efecto de la invasión de las riberas por acacia negra sobre la comunidad de hongos ingoldianos en cursos de agua de la región pampeana, se realizaron muestreos de estos microorganismos, en dos sitios del arroyo Balta, que presentaron diferencias en la vegetación dominante. Uno de ellos con gran densidad de la planta invasora y el otro carente de ella. Se observaron diferencias significativas en la riqueza de especies, la cual fue mayor en el sitio con presencia de la planta invasora, y la asociación positiva de ese parámetro con altas concentraciones de nitrógeno. Se concluye que la presencia de *Gleditsia triacanthos* en las riberas del curso de agua estudiado favorece la proliferación y el desarrollo de la comunidad de estos microorganismos.

Palabras claves: HONGOS INGOLDIANOS - RIQUEZA DE ESPECIES - PLANTA INVASORA

Introducción

En los sistemas lóticos, los microorganismos descomponedores cumplen una función primordial en el reciclaje de la materia orgánica, al ser capaces de degradar compuestos recalcitrantes y constituir la principal fuente de nutrientes de los organismos fragmentadores. Son intermediarios fundamentales en las cadenas tróficas de descomponedores dada su capacidad de incrementar los porcentajes de nutrientes en la materia orgánica en descomposición (Graça et al., 2015).

Los hongos Ingoldianos son los principales microorganismos descomponedores de material vegetal en los cuerpos de agua en climas templados y desde el punto de vista ecológico pueden considerarse bioindicadores de calidad de agua, debido a que los índices elevados de diversidad de estos organismos están concatenados a la alta calidad del ambiente en que habitan (Fernández et al., 2010).

En la región pampeana, la presencia de estos organismos ha sido poco estudiada. Se han reportado algunas especies que están ampliamente distribuidas en los cursos de agua de la provincia de Buenos Aires (Kravetz et al., 2018).

Con el objetivo de evaluar el efecto de la invasión de las riberas por *Gleditsia triacanthos*, sobre las comunidades de hifomicetes acuáticos, se realizaron muestreos en el arroyo Balta (Mercedes, Buenos Aires)

Materiales y métodos

Sitio de estudio

Los muestreos se realizaron durante junio de 2017 en dos sitios del arroyo Balta que presentaron diferencias en la vegetación ribereña predominante: aguas arriba, se observó abundancia de gramíneas y otras herbáceas, sin vegetación arbórea; aguas abajo hubo predominio de *Gleditsia triacanthos* con

presencia de árboles de distintos portes y escasa vegetación herbácea (Figura 1). En cada sitio se delimitaron tramos de 100 metros donde se realizaron mediciones de parámetros hidrológicos: profundidad, ancho medio y velocidad del agua; fisicoquímicos: concentración de oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxígeno (%OD), conductividad y temperatura del agua; se tomaron muestras de agua para la determinación de macronutrientes: amonio, fósforo reactivo soluble (PRS), nitratos y nitritos, ácidos húmicos y material particulado en suspensión: peso seco total (PST), peso seco orgánico (PSO) y peso seco inorgánico (PSI).



Fig. 1. Imagen satelital de los sitios de muestreo en el arroyo Balta, Mercedes, Buenos Aires. NI- sitio no impactado; I- sitio impactado).

Muestreo y observación de hongos ingoldianos en la columna de agua

Las muestras se tomaron utilizando jeringas estériles de 60 ml y fueron inmediatamente filtradas utilizando membranas de acetato de celulosa con poros de 5 μ m y un portafiltros. En el laboratorio, las membranas fueron teñidas con azul de algodón en lactofenol (0,1 %) y montadas en porta y cubre objetos como preparados permanentes para su posterior observación en microscopio óptico 400x.

Análisis de datos

La comunidad de hifomicetes acuáticos en cada sitio se caracterizó de acuerdo con, la riqueza de especies (S), la abundancia de conidios (A), el índice de diversidad de Shannon (H) y la equitatividad (J), parámetros que se calcularon a partir de la identificación y conteo de los conidios de cada especie en las membranas. La comparación entre ambos sitios se realizó mediante análisis de la varianza y las

asociaciones entre las variables registradas se analizaron mediante análisis de componentes principales.

Resultados

Se observaron conidios de hongos ingoldianos en ambos ambientes. La mayor diversidad y riqueza se presentaron en el sitio con invasión de acacia negra. Se observaron varias especies no descritas previamente para la región, entre las que se destacan organismos de los géneros *Triscelophorus*, *Lunulospora* y *Clavariopsis*.

Los sitios presentaron diferencias significativas en los siguientes parámetros asociados a la calidad del agua: Amonio, Nitratos, PRS, PST, PSO y PSI (Tabla 1). Los valores de amonio, PST, PSO y PSI resultaron más elevados en el sitio no impactado respecto al invadido por acacia negra. La concentración de nitratos fue mayor en el sitio impactado.

Tabla 1. Valores medios de los parámetros medidos y significancia estadística de las diferencias entre ambos sitios de muestreo.

Parámetro	Balta NI	Balta I	p
Ancho (m)	1,7	5,04	-
Prof. (m)	0,15846	0,08842	-
Vel. (m/s)	0,03	0,01	-
Caudal l/s)	8,08154	4,45642	-
pH	7,53	7,88	-
Cond. μ S/cm)	1285	1202	-
OD (mg/l)	8,03	7,84	-
% Sat. OD	82	82,2	-
Temp.(°C)	15,9	20,4	-
Amonio (μ g/l)	10,0156	4,06175	< 0,05
Nitratos (mg/l)	0,37378	0,65475	< 0,01
Nitritos (μ g/l)	0,01716	0,01759	N.S.
PRS(mg/l)	0,10755	0,10576	< 0,05
Húmicos (abs)	29,6874	21,1687	N.S.
PST (g/l)	35,4733	19,18	< 0,01
PSO (g/l)	7,53	5,36333	< 0,05
PSI (g/l)	27,9433	13,8167	< 0,05
% MO	21,1982	29,7402	N.S.
% MI	78,8018	70,2598	N.S.

La Riqueza de especies fue el único parámetro ecológico que presentó diferencias significativas entre ambos ambientes (Tabla 2), siendo ampliamente mayor en el caso del sitio impactado (Figura 2).

Tabla 2. Valores medios de los parámetros ecológicos y significancia estadística de las diferencias entre ambos sitios de muestreo

Parámetro	Balta NI	Balta I	p
S	5,67	16,33	< 0,05
A	49,33	134,67	N.S.
H	1,72076	2,52354	N.S.
J	0,69307	0,62757	N.S.

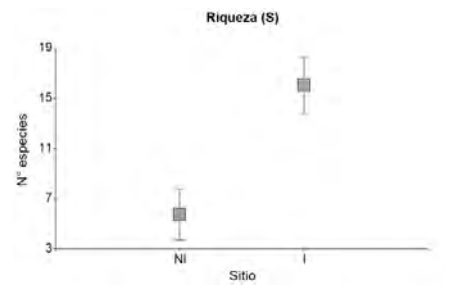


Fig. 2. Comparación de la riqueza de especies en los sitios muestreados. NI- sitio no impactado, I- sitio impactado

La relación entre los parámetros ecológicos, los nutrientes y los sólidos en suspensión se exploró mediante un análisis de componentes principales (PCA) (Figura 3). Los dos primeros componentes del análisis (PCA) explican el 57,7 % y 22,8% del total de la varianza respectivamente. El primer componente se correlacionó positivamente con: la concentración de nitratos, la riqueza de especies, la abundancia de conidios, la diversidad de Shannon y negativamente con el peso seco total, el peso seco orgánico, el peso seco inorgánico y la concentración de fósforo reactivo soluble. El segundo componente se correlaciona positivamente con la concentración de nitritos y negativamente con los ácidos húmicos y la equitatividad.

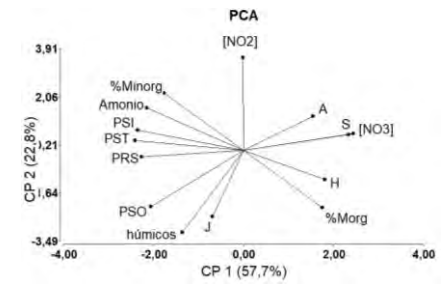


Fig. 3. Análisis de componentes principales de las variables ecológicas, nutrientes y sólidos en suspensión.

Discusión

Los resultados indican que la presencia de la planta invasora, así como el incremento en la concentración de nitratos, favorece la proliferación de hongos ingoldianos, especialmente de especies que no se observan en el sitio no impactado, lo que podría deberse a la mayor disponibilidad de sustrato para el desarrollo de estos microorganismos.

Conclusiones

- Los ambientes se diferencian en relación con algunos parámetros de la calidad del agua, en particular las concentraciones de amonio, nitratos y material particulado en suspensión.
- La Riqueza de especies de hongos ingoldianos se incrementa notablemente en el tramo con invasión de acacia negra.
- Los parámetros estructurales (S, A y H) de la comunidad, se asocian a la concentración de nitratos

Referencias

Fernández, R, Smits, G. y Pinto M. 2010. Características e importancia de los hifomicetos acuáticos y registro de especies en Venezuela. *Revista Faraute de Ciencia y Tecnología*, 5: 56-73.

Graça, M.A.S., Ferreira, V., Canhoto, C., Encalada, A.C., Guerrero-Bolaño, F., Wantzen, K.M. y Boyero, L. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology* 100:1-12.

Kravetz, S., González, B., Marano, A. y Giorgi, A. 2018. The genus *Tetracladium* in Pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Phytotaxa* 338: 276-284.



Capturas de peces con diferentes artes de pesca asociadas a variables limnológicas de la laguna Gómez (Junín)

Viviana Lobato¹³, M. Romina Schiaffino¹² y Gustavo Berasain³

¹Universidad Nacional del Noroeste de la provincia de Buenos Aires (UNNOBA), calle R. Sáenz Peña 456, Junín, Buenos Aires, Argentina.

²Centro de Investigaciones y transferencia del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (CITNOBA, CONICET-UNNOBA-UNSADA), J. Newbery 355, Junín, Buenos Aires, Argentina.

³Dirección de Actividades Pesqueras, Acuicultura y Control Pesquero, Ministerio de Agroindustria de la provincia de Buenos Aires, calle 12 esquina 51, 8° piso, La Plata.

Email: lobatojunin@yahoo.com.ar

RESUMEN

En este trabajo se presentan los resultados de un año de muestreos de peces con red de arrastre costero y trampa para peces y se relacionan sus capturas con variables limnológicas. La CPUE fue mayor con la trampa (255,34) que con los arrastres costeros (151,08) en cambio se capturaron menor cantidad de especies (12 y 15 respectivamente). La especie más abundante para los dos artes de pesca fue el porteño, 41,34% con el arrastre y 83,34% con la trampa. La composición de especies varió estacionalmente, y la riqueza y abundancia de peces aumentó significativamente con la temperatura del agua ($r=0,66$ y $r=0,57$ respectivamente; ambos $p<0,05$). Este patrón o tendencia estacional se observó con los arrastres pero no con la trampa.

Palabras clave: ARTES DE PESCA - LAGUNA PAMPEANA - VARIABLES AMBIENTALES

Introducción

La laguna Gómez se encuentra en el partido de Junín (provincia de Buenos Aires), está conectada con el río Salado y la pesca deportiva del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) es muy importante. En esta laguna se han realizado estudios Limnológicos, entre ellos del plancton (Rennella y Quirós, 2006) y varios estudios de peces realizados por la Dirección de Actividades Pesqueras, Acuicultura y Control Pesquero entre los años 1997 y 2018 (www.maa.gba.gov.ar/pesca) y el realizado por Rosso y Quirós (2010) con arrastres costeros, redes de enmalle y trampa para peces. En este trabajo se comparan las capturas de peces con dos artes de pesca y se las relaciona con variables limnológicas.

Materiales y Métodos

Se realizaron muestreos mensuales de peces durante el año 2018 en la zona costera de la laguna Gómez ($-34,76^{\circ}$ S; $-61,02^{\circ}$ O), con una trampa para peces (Colausti, 1998) y red de arrastre costero de 35 metros con dos relingas de 50 m. Se realizaron dos arrastres por mes en horas de la mañana y la trampa fue calada en las últimas horas de la tarde y levantada al

día siguiente en las primeras horas de la mañana. Se calculó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como el promedio de dos arrastres realizados en cada muestreo y la captura de la trampa extrapolada a 12 horas de pesca. Los peces capturados se separaron por especies (Freyre, 1976) y se contaron. En cada fecha de muestreo se realizaron las siguientes mediciones *in situ*: pH, conductividad, temperatura (HANNA HI991301), oxígeno disuelto (Multisensor HACH HQ30d) y turbidez nefelométrica (Lutron TU-2016) mediante el uso de sensores de campo, así como también nivel hídrico (Ecosonda FishFinder) y profundidad del disco de Secchi. Se recolectaron muestras de los primeros 30 cm de la columna de agua para el análisis de los principales nutrientes (fósforo reactivo soluble, amonio, nitrógeno y fósforo total) y sólidos totales en suspensión. Las determinaciones de los nutrientes totales y disueltos se realizaron mediante técnicas espectrofotométricas (APHA, 2005). La determinación de sólidos en suspensión se realizó secando a 65°C hasta peso constante el residuo resultante de la filtración de 100 ml de muestra sobre filtros GF/F Whatman ($0,7\ \mu\text{m}$ de poro) previamente muflados (500°C , 2 horas).

Además, se filtraron muestras de agua a través de filtros de 0,7 µm de poro que se conservaron en oscuridad y a -20°C para la determinación de clorofila-a por espectrofotometría (Marker et al., 1980). Para el análisis de los datos se realizaron correlaciones de Spearman entre las variables ambientales (e.g temperatura) y la riqueza y abundancia de peces. Asimismo, para analizar el ordenamiento y similitud entre las muestras, se realizó una Análisis de Coordenadas Principales (PCoA). Para este análisis se utilizó el índice de similitud de Bray-Curtis y la composición de peces obtenida a lo largo del período muestreado con ambas artes de pesca (arrastre y trampa). Las matrices de composición de peces obtenida con ambas artes de pesca fueron transformadas por Hellinger antes de los análisis estadísticos (Legendre y Gallagher, 2001). Para el análisis de los resultados se utilizó el Programa R (R Development CoreTeam, 2017) y sus paquetes.

Resultados

En la tabla 1 se observa el número promedio de individuos de las especies capturadas con cada arte de pesca. La CPUE fue mayor con la trampa (255,34) que con los arrastres costeros (151,08). Con la red de arrastre se capturaron 15 especies y con la trampa 12. La especie más abundante para los dos artes de pesca fue *Parapimelodus valenciennis* (41,34% con arrastre y 83,34% con trampa), seguido por *Odontesthes bonariensis* para la red de arrastre (23,17%) y *Cheirodon interruptus* para la trampa (9,34).

Tabla 1. Especies y número promedio de individuos capturados.

Especie	Arrastre	Trampa
	N° ind.	N° ind.
<i>Pimelodus albicans</i>	0,04	
<i>Rhamdia quelen</i>	0,38	0,23
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	62,46	212,80
<i>Corydoras paleatus</i>	2,63	0,07
<i>Loricariichthys anus</i>	1,00	0,16
<i>Hypostomus commersoni</i>	0,58	0,90
<i>Astyanax sp.</i>	3,71	3,50
<i>Bryconamericus iheringi</i>	17,25	
<i>Cheirodon interruptus</i>	13,33	23,85
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	6,46	2,14
<i>Cyphocharax voga</i>	3,88	6,71
<i>Hoplias argentinensis</i>	0,92	3,65
<i>Cyprinus carpio</i>	2,08	0,63
<i>Jenynsia lineata</i>	1,38	
<i>Odontesthes bonariensis</i>	35,00	0,70
Totales	151,08	255,34

Tabla 2. Variables fisicoquímicas medidas durante el período de estudio. N = 12. DE: Desvío estándar, Mín.: Mínimo, Máx.: Máximo, OD: oxígeno disuelto, Cond.: conductividad, Turb.: turbidez, Seston: sólidos suspensión, PT: fósforo total, PRS: fósforo reactivo soluble, NT: nitrógeno total, N-NH3: amonio, Chl-a: clorofila-a. N. hídrico: Nivel hídrico.

	Media ± DE	Mín.	Máx.
Precipitación mensual (mm)	100,4±77,0	17,4	270,4
N. hídrico (m)	1,2±0,1	1,0	1,3
Temp. (°C)	16,7±5,6	6,8	24,2
OD (mg/L)	9,4±1,6	6,95	11,9
pH	8,9±0,1	8,61	9,1
Cond. (µS/cm)	4626,2±746,4	3400,0	5565,0
Salinidad (g/L)	2,9±0,5	2,2	3,6
Turb. (NTU)	125,4±52,9	31,0	222,0
Secchi (cm)	9,9±3,7	7,0	21,0
Seston (mg/L)	169,6±57,0	55,0	258,0
PT (mg/L)	0,6±0,2	0,3	0,9
PRS (mg/L)	0,2±0,1	0,04	0,5
NT (mg/L)	23,6±2,9	18,3	29,1
N-NH3 (mg/L)	0,07±0,07	0,0	0,2
Chl-a (µg/L)	215,2±59,9	119,7	305,9

Las variables ambientales medidas en la laguna de Gómez durante el período de estudio (enero-diciembre 2018) se presentan en la Tabla 2. La temperatura del agua siguió una tendencia estacional, presentando valores mínimos en invierno y máximos en verano, mientras que el oxígeno disuelto mostró un patrón de variación inverso (máximos en invierno y mínimos en verano). Los valores de oxígeno disuelto no fueron limitantes en ningún momento y se mantuvieron por encima del umbral establecido para el desarrollo de la vida acuática (5 mg/L, EPA).

La composición de peces obtenida por los dos artes de pesca (arrastre y trampa) no mostró la misma tendencia temporal. La composición de peces alcanzada por los arrastres presentó una variación estacional (Fig. 1a). Los arrastres realizados durante los meses de verano presentaron una composición similar (muestras ordenadas a la derecha del biplot) y distinta a la composición de los peces de los meses de invierno (cuadrante inferior izquierdo del biplot) y primavera (cuadrante superior izquierdo del biplot), mientras que las muestras de otoño no mostraron una clara diferenciación con respecto

al resto de las estaciones (Fig. 1a). Por otro lado, la composición obtenida con la trampa no mostró una clara tendencia estacional (Fig. 1b).

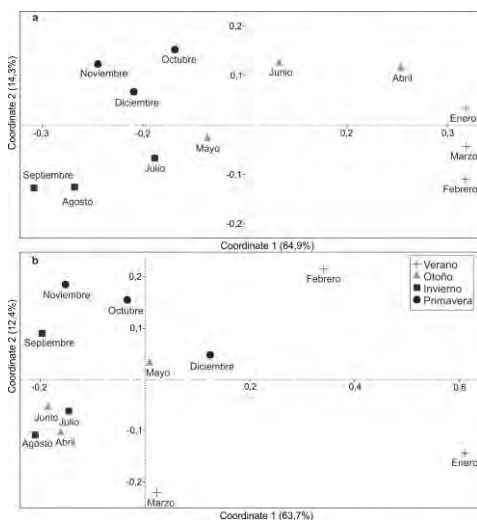


Fig. 1. Biplot del análisis de coordenadas principales (PCoA) realizado con la composición de peces obtenidas mediante arrastres (a) y trampas (b).

Asimismo, se observó que la riqueza de especies y la abundancia de peces obtenidos por los arrastres aumentó significativamente con la temperatura del agua ($r=0,66$ y $r=0,57$ respectivamente; ambos $p<0,05$). Esta tendencia no fue observada con el arte de pesca trampa ($r=0,014$ y $r=-0,42$ respectivamente; ambos $p>0,05$).

Discusión y conclusiones

Como se puede observar la CPUE con la trampa fue superior a la del arrastre costero, pero de casi la mitad de los valores registrados en la laguna Chascomús (Berasain et al., 2005). En cuanto al número de especies capturadas durante un año con arrastre costero tanto para la laguna Gómez como para Chascomús los valores fueron iguales (15 especies). En relación a las especies capturadas con trampa (12), los valores obtenidos fueron levemente inferiores a las capturas en esta laguna con red de arrastre, redes de enmalle y espineles por Rosso y Quirós (2010). Si tenemos en cuenta la alimentación de las especies capturadas con la red de arrastre costero se capturó un 64,5% de especies zooplanctófagas (*Parapimelodus valenciennis* y *Odontesthes bonariensis*) y con

la trampa un 92,62 %, valores similares a los obtenidos por Rosso y Quirós (2010) en la misma laguna con un juego de artes de pesca distinto.

La riqueza y abundancia de especies capturadas con trampa no se relacionan con la temperatura del agua, a diferencia de la estacionalidad observada en las capturas de peces para la laguna Chascomús (Berasain et al., 2005).

Referencias

- APHA, American Public Health Association. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters*. APHA, Washington DC.
- Berasain, G., Colautti, D.C., Remes Lenicov, M. y Velasco, C.A. 2005. Variaciones estacionales e históricas de las especies ícticas de la Laguna Chascomús. *Biología Acuática* N° 22, 2005: 47-58.
- Colautti, D. 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. *Revista de Ictiología* 6(12):17-23.
- Freyre, L.R. 1976. Normas para la inspección y determinación del estado actual de ambientes pesqueros pampásicos. Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. Ed. por la Dirección de Recursos Naturales, La Plata.
- Legendre, P. y Gallagher, E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129:271-280.
- Marker, A.F.H., Crowther, C.A. y Gunn, R.J.M. 1980. Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll a and phaeopigments by spectrophotometry. *Archiv für Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie*, 14:52-69.
- R Development Core Team. 2017. R 3.4.1: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.Rproject.org/>.
- Rennella, A.M. y Quirós, R. 2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia* 556:181-191.
- Rosso, J. y Quirós, R. 2010. Patterns in fish species composition and assemblage structure in the upper Salado River lakes, Pampa Plain, Argentina. *Neotrop. ichthyol.* vol.8 no.1 Porto Alegre Jan/Mar. 2010 Epub Feb 26.

Variación espacial de la biomasa fitoplanctónica y parámetros de la calidad del agua en un arroyo pampeano con distintos impactos antrópicos

María Elicia Mac Donagh¹, Ma. Isabel Delgado², Claudia Merodio³ y Eleonora Carol⁴

¹División Ficología, Museo de La Plata (FCNyM-UNLP). Paseo del Bosque s/n, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina

²División Ficología, Museo de La Plata (CONICET-FCNyM- FCAyF- UNLP) Paseo del Bosque s/n, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina

³Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires - FCNyM- UNLP

⁴Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET- FCNyM- UNLP) Diagonal 133n^a 275, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina

Email: mmacdonagh@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

El arroyo Buñirigo, partido de Magdalena, presenta algunas zonas con muy poca influencia antrópica y otras donde recibe efluentes pluviales e industriales. Se realizó un muestreo extensivo de toda la cuenca a fin de caracterizar el estado de la calidad del agua en cada tramo. El muestreo se realizó durante la marea baja para evitar la influencia del flujo mareal del Río de la Plata. Las variables que reflejaron la contaminación fueron la conductividad (CE), el porcentaje de oxígeno disuelto (%OD), el fósforo total (PT) el nitrato (NO_3^-) y el nitrógeno amoniacal (N-NH_3). La clorofila fitoplanctónica (clor *a*) se incrementó luego de la descarga del efluente pluvial y aguas abajo de la zona industrial, en el sitio más cercano a la desembocadura. El porcentaje de oxígeno disuelto tuvo valores cercanos a la saturación luego del efluente pluvial, lo cual podría relacionarse con la mayor actividad fotosintética en esta zona.

Palabras clave: CONTAMINACIÓN - CLOROFILA - NUTRIENTES

Introducción

En la región noreste de la provincia de Buenos Aires existen numerosas cuencas hidrográficas, la mayoría de las cuales se encuentra fuertemente modificadas por las actividades antrópicas en la región (industrias, agricultura intensiva, urbanizaciones). Hacia el sudoeste del partido de La Plata todavía pueden encontrarse arroyos que no han sido afectados por la expansión del cinturón horticola ni por las urbanizaciones. Sin embargo el estado actual de conservación de estas cuencas no está suficientemente documentado. Frente a la posibilidad de que estas actividades deterioren los arroyos o tramos de arroyos con buen estado de conservación, resulta importante registrar la situación actual de la calidad del agua y la biota. El objetivo del trabajo es evaluar los posibles efectos de los impactos que recibe el arroyo sobre la variación de la producción primaria fitoplanctónica y los nutrientes.

Área de estudio

La cuenca del arroyo Buñirigo (partido de Magdalena, provincia de Buenos Aires) tiene sus nacientes en las localidades de Vieytes y Roberto Pairó y desemboca en el Río de la Plata (Fig. 1).



Fig. 1. Cuenca del arroyo Buñirigo y ubicación de los sitios de muestreo.

El arroyo recibe las influencias de distintos usos del suelo a lo largo de su recorrido. La cuenca alta se caracteriza por un uso ganadero de tipo extensivo y no posee modificaciones del cauce, mientras que la cuenca media sufre diferentes impactos. Un tramo de la cuenca media está rectificado y recibe el aporte de desagües pluviales de la ciudad de Magdalena. Aguas abajo de esta ciudad recibe también aportes de una pequeña zona industrial. El sector de la cuenca baja está incluido dentro de la Reserva de Biosfera del Programa MAB-UNESCO y en ella también se encuentra la Reserva Natural Privada El Saladero; allí el curso es de tipo meandrroso y presenta bosques de ribera. Existen algunos antecedentes de estudios realizados con el objeto de caracterizar la química del agua (Gómez et al., 2013, Cellone et al., 2014, Merodio et al., 2016a) y distintos aspectos de la biota (García et al., 2012, Ocón y Rodríguez Capítulo, 2012, Merodio et al., 2016b) que han señalado las fuentes de contaminación. Por lo tanto, resulta fundamental seguir documentando la evolución de la calidad del agua y realizar estudios extensivos en toda la cuenca.

Materiales y Métodos

Se muestrearon 8 sitios a lo largo del arroyo Buñirigo y uno en la zona costera del Río de la Plata cercano a la desembocadura del arroyo. El muestreo se realizó durante la marea baja para evitar la entrada de agua desde el Río de la Plata en el arroyo.

En cada sitio se midieron con sondas multiparamétricas las siguientes variables: temperatura, pH, turbidez, sólidos disueltos totales, conductividad (Hach PocketPro) y porcentaje de oxígeno disuelto (Hanna HI98194). La transparencia del agua se midió con el disco de Secchi. Se tomaron muestras del agua por triplicado para los análisis de nutrientes y de la clorofila fitoplanctónica.

En laboratorio se analizaron el fósforo total (PT) fósforo reactivo soluble (PRS), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amonio (NH_4^+) y la clorofila *a* fitoplanctónica (clor *a*) según APHA (1998).

Resultados

Los parámetros fisicoquímicos medidos a campo tuvieron en general poca variabilidad entre los sitios del arroyo Buñirigo, excepto la conductividad (Tabla 1). El pH fue poco variable y las mayores diferencias se encontraron entre los distintos sitios de la cuenca alta (S2: 7,4 y S3: 8,6). El porcentaje de oxígeno disuelto disminuyó en la cuenca baja, aunque sólo se

observó déficit de oxígeno en S8 (38% saturación). La mayor turbidez se encontró en uno de los sitios cercano a las nacientes (194 NTU). La conductividad (CE) presentó valores relativamente bajos en la cuenca alta (406 ± 379). En cambio los valores fueron elevados luego de pasar por la zona industrial (S6: $4530 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) y en la cuenca baja hasta la desembocadura (S8: $2910 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). La conductividad medida en el Río de la Plata fue de $537 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Tabla 1. Promedio y desvío estándar de los parámetros fisicoquímicos medidos en el arroyo Buñirigo. %OD: porcentaje de oxígeno disuelto

	Media	Desvío estándar
pH	7,9	0,34
% OD	71,1	17,35
Eh (mV)	107,8	35,0
Turbidez (NTU)	45,9	60,75
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1731	1528

Los valores de fósforo total fueron elevados en toda la cuenca. En la cuenca media, a partir del ingreso del desagüe pluvial y de la zona industrial, los valores se incrementan notoriamente. Luego, en la cuenca baja se observa una disminución en la concentración del PT (Fig. 2). El PRS fue no detectable en los sitios 3, 5 y 7. Los valores medidos en los restantes sitios fueron poco variables ($0,16 \pm 0,05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

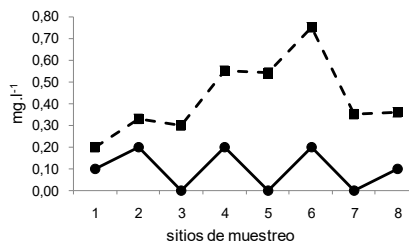


Fig. 2. Concentración de ■ PT y ● PRS

Los valores de nitrógeno disuelto fueron elevados en toda la cuenca (Fig. 3). En la cuenca alta la forma predominante fue el NO_3^- ($3,67 \pm 1,15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Luego de pasar por la zona industrial la concentración de nitrógeno disuelto se incrementó y predominó el NH_4^+ . La cuenca alta presentó valores bajos a moderados de clor *a* (Fig. 4). El máximo valor de clor *a* se encontró en la zona que recibe el desagüe pluvial de la ciudad de Magdalena

(25,6 mg.m⁻³). La zona influenciada por las industrias presentó en comparación, menores valores promedio de clorofila. En el sitio cercano a la desembocadura, los valores de clorofila fueron elevados (18,9 mg.m⁻³) aunque menores que los del Río de la Plata (31,4 mg.m⁻³).

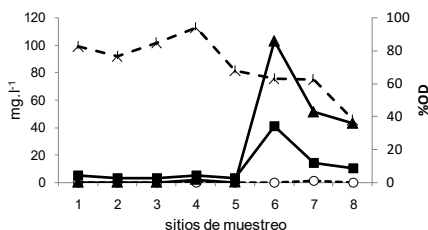


Fig. 3. Concentración de las formas de nitrógeno disueltas: ■NO₃⁻○NO₂⁻▲NH₄⁺ (eje izquierdo) y porcentaje de saturación de oxígeno --x-- (eje derecho)

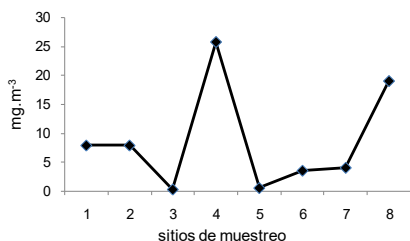


Fig. 4. Valores de clorofila a fitoplanctónica.

Discusión

El arroyo Buñirigo recibe muchos impactos de distinta clase, cuyos efectos se manifiestan en distintas variables. La descarga de los efluentes pluviales incrementa notoriamente la concentración de PT aunque no la de SRP ni de las formas disueltas del nitrógeno. La biomasa fitoplanctónica asimilaría las formas disueltas de nutrientes, lo que puede favorecer su incremento en este punto y el consiguiente aumento en el %OD.

Luego de las descargas de la zona industrial, tanto el PT como el NO₃⁻ y NH₄⁺ alcanzan elevadas concentraciones. Dado que ni la transparencia ni los nutrientes fueron limitantes en esta zona, otros factores no identificados en este estudio deben haber dificultado el desarrollo algal en esta zona. Sin embargo, se observó que en tramos relativamente cortos, la producción primaria se recupera rápidamente debido al aporte de los nutrientes disueltos.

El incremento de los nutrientes y descenso del %OD en la cuenca baja podría relacionarse con la degradación de la materia orgánica de los efluentes y con la oxidación de los compuestos del nitrógeno.

Referencias

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, twentieth ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC
- García, I., Paracampo, A., Maroñas, M. y Bonetto, C. 2012. Efectos del uso del suelo sobre la dieta de *Astyanax rutilus* en tres arroyos pampeanos. VII Congreso de Medio Ambiente. La Plata, 1-12.
- Cellone, F., Deluchi, M., Melo, M. y Carol, E. 2014. Interacción entre los usos de la tierra y los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Buñirigo, Argentina. En: 2º Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Santa Fe. Trabajo extendido en CD. ISBN: 978-987-692-039-1.
- Gómez, L., Cellone, F. y Carol, E. 2013. Evaluación de los cambios hidroquímicos y ambientales en el arroyo Buñirigo (Buenos Aires). 4º Congreso de Ciencias Ambientales - COPIME 2013. La Plata. Resumen impreso trabajo completo publicado en CD.
- Merodio, C., Tanjal, C. y Carol, E. 2016a. Evaluación de los procesos hidrogeoquímicos en una cuenca del noreste de Buenos Aires afectada por efluentes industriales. I Jornadas Internacionales y III Jornadas Nacionales de Ambiente. Tandil. 141 - 143
- Merodio, C., Mac Donagh, M., Casco, A. y Carol, E. 2016b. Estudio preliminar de las variaciones del fitoplancton y el epipelon en relación con cambios en la química del agua superficial producto del vertido de efluentes industriales. I Jornadas Internacionales y III Jornadas Nacionales de Ambiente. Tandil, 138 - 140
- Ocón, C. y Rodrigues Capítulo, A. 2012. Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. *Ecologia Austral*, 22:81-91.



El metabolismo de una laguna pampeana en dos estaciones del año y su relación con variables ambientales

**M. Luz Padulles¹, Ana Torremorell¹, Virginia Pozzobon², Belena Díaz Apella²,
Daminán Lecina², Paula Rabinovich² y Adonis Giorgi¹**

¹Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (UNLu –CONICET) –Rutas Nacional 5 y Av. Constitución- Luján (6700), Buenos Aires, Argentina.

²Centro de Interpretación Ambiental de la Laguna de Lobos (CIALL) – Lobos- Buenos Aires, Argentina.
Email: luzpadulles@gmail.com

RESUMEN

En los últimos años con el avance de labores agrícolas, fertilización de campos e incremento de cabezas de ganado, el trofismo de las lagunas pampeanas ha aumentado. La turbidez producida por floraciones fitoplanctónicas inhiben el crecimiento de plantas sumergidas y el fitoplancton se mantiene como dominante. Este es el caso de la laguna de Lobos que en un período mayor a 20 años se ha mantenido como una laguna turbia orgánica con predominancia de cianobacterias.

En este trabajo presentamos un seguimiento realizado durante dos épocas del año (otoño y primavera) para evaluar el metabolismo de la laguna mediante los cambios en la concentración de oxígeno disuelto. Se analizaron las diferencias de metabolismo y de otras variables registradas para cada época. Las diferencias registradas en el metabolismo pueden atribuirse principalmente a la respiración. Esto significa un aumento del consumo de oxígeno en ese período y un metabolismo neto claramente negativo.

Palabras claves: METABOLISMO - LAGUNA TURBIA ORGÁNICA

Introducción

Las lagunas de la provincia de Buenos Aires se caracterizan por poseer un alto grado de trofismo natural, el cual es acentuado por impactos antrópicos tales como: el incremento del contenido de nutrientes por procesos como la lixiviación, el vertido directo y en el caso de las obras de regulación hídrica (como compuertas) por sedimentación. Al ser las lagunas un elemento distintivo del paisaje pampeano y estar asociadas a las economías regionales a través de su explotación como recursos turísticos, recreativos y pesqueros estos cambios desfavorables pueden afectar dichas economías (Diovisalvi, 2010).

El aumento de la agricultura intensiva en la planicie pampeana promueve que los ecosistemas terrestres estén cada vez más fragmentados, mientras que los ecosistemas acuáticos están siendo constantemente drenados o convertidos en sistemas hipertrofos altamente turbios (Sosnovsky y Quirós, 2006.). En este escenario, un aumento en la abundancia del fitoplancton acentúa progresivamente la limitación por la luz debido al efecto de sombreado que provocan las mismas algas

(Torremorell *et al.* 2009). El carácter somero que presentan las lagunas establece una estrecha interacción entre el agua y los sedimentos, siendo este compartimiento el lugar donde se mineraliza la mayor parte de la materia orgánica (MO) producida en la columna de agua (Nixdorf y Deneke 1995). Como resultado de esta interacción, los nutrientes están potencialmente a disposición de los productores primarios durante todo el año, por lo tanto, en lagunas donde se acumulan los sedimentos, el fitoplancton generalmente no se encuentra limitado por nutrientes.

La laguna de Lobos es un ejemplo de una laguna turbia orgánica que ha venido sufriendo, desde varios años atrás, un proceso de eutrofización (Mariñelarena y Conzono, 1997). Se ubica al NO de la provincia de Buenos Aires, Argentina y pertenece a la cuenca del Río Salado. Es de importancia turística para la zona y actualmente se realizan actividades recreativas y deportivas. Su volumen de agua (8,6 Hm³) depende de distintos procesos hidrológicos: ingreso de agua del arroyo Las Garzas (afluente principal), de las precipitaciones y el aporte de la napa freática. Distintos autores han coincidido en ubicar la laguna como eutrófica (Izaguirre y Vinocur, 1994;

Pozzobon y Cabrera, 2013). Pozzobon (2009) la caracteriza como un cuerpo de agua de pH alcalino con predominio de cianobacterias filamentosas y muy influenciado por el arroyo Las Garzas.

El objetivo principal, fue estudiar el metabolismo abierto de dicha laguna, un cuerpo de agua polimítico y eutrófico para analizar si sus cambios se correlacionan con los factores ambientales considerados.

Metodología:

Se realizaron dos seguimientos durante 2016, uno en otoño y otro en primavera, del estado de la laguna. Muestreando en un sitio durante 10 días consecutivos, en los que se registraron parámetros físicos y químicos como la temperatura (T), conductividad, pH y oxígeno disuelto (OD). También se determinaron las concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS) y amonio (NH_4^+), se estimó la biomasa del seston (MPS) y su porcentaje de contenido orgánico (MO) e inorgánico (MI) y la biomasa del fitoplancton como clorofila-a (Chl a). Todas las determinaciones se realizaron siguiendo las normas APHA (2005). La transparencia se midió con disco de Secchi.

También se realizaron registros de las variaciones del metabolismo de todo el sistema, evaluando la variación de oxígeno diaria. Los valores de velocidad de viento fueron medidos "in situ" con un anemómetro manual estableciendo la dirección predominante de los vientos en cada oportunidad.

El OD y la T se midieron usando una sonda multiparamétrica colocada en la punta del muelle del club de pescadores a 0,30 m de profundidad tomando medidas cada 5' durante los 10 días de muestreo. A partir de los datos de OD, T, porcentaje de saturación y presión atmosférica se pudo estimar la producción neta del ecosistema (PN), la respiración del ecosistema (RE) y la producción bruta del mismo (PB) siguiendo las recomendaciones y utilizando las ecuaciones que desarrollan Staehr y colaboradores (2010).

Los resultados se analizaron mediante análisis no paramétricos de correlación y test de diferencias entre grupos.

Resultados

Los promedios y desvíos obtenidos para las variables consideradas se presentan en la Tabla 1 donde se señalan las variables con diferencias significativas entre los períodos. La respiración es mucho mayor en verano que en otoño, manifestando una amplia diferencia del

metabolismo entre las estaciones del año consideradas, evidenciando que en verano, la producción resulta notoriamente negativa en comparación con la hallada en otoño.

Otras diferencias importantes son: el incremento de la concentración de NH_4^+ en verano junto con el incremento de la biomasa de Chl a, lo que reduce la transparencia del agua y le da a la laguna las características de turbia orgánica. También se registran diferencias en el MPS, principalmente MO en cada período.

Debe destacarse que no se hallaron diferencias en la concentración de PRS que fue alto en ambos períodos.

Tabla 1. Comparación de los resultados de variables obtenidos en otoño y verano mediante el test de Kolmogorov-Smirnov

Variables	Otoño	Verano	P
Profundidad (m)	1,8 ± 0,1	1,24 ± 0,01	p<0,01
pH	8,6 ± 0,2	10 ± 0,8	p<0,01
Temperatura (°C)	14 ± 1,4	25 ± 1,8	p<0,01
Cond. (µs/cm)	1594 ± 138	3879 ± 96	p<0,01
OD (mg/l)	11,37 ± 1,1	12,31 ± 4,43	n.s.
Vel. Viento (m/s)	3,27 ± 1,8	8,84 ± 5,47	p<0,01
Transparencia (cm)	19 ± 5	8,5 ± 1,5	p<0,01
NH_4^+ (µg/l)	30,7 ± 13,3	217 ± 190	p<0,01
PRS (mg/l)	0,15 ± 0,08	0,18 ± 0,02	n.s.
Cl_a (µg/l)	290 ± 110	762 ± 1,50	p<0,01
MPS (mg/l)	5,9 ± 2,5	135 ± 33	p<0,01
MO (mg/l)	2 ± 1	43 ± 19	p<0,01
MI (mg/l)	3,9 ± 1,6	92 ± 18	p<0,01
PB ($\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$)	1,7 ± 10,7	-9,2 ± 48,6	p<0,01
RE ($\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$)	2,4 ± 6,73	2 ± 31,6	p<0,01
MN ($\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$)	-0,7 ± 4,5	-11,2 ± 19,9	n.s.

Los resultados del análisis de correlación de Spearman indicaron correlaciones negativas entre la PB y el OD (-0,52) y entre el Metabolismo Neto (MN) y el pH (-0,47), el OD (-0,48), el MPS (-0,47) y MI (-0,52). Por otro lado la respiración se correlacionó de modo negativo con la profundidad (Prof) (-0,66) y la transparencia (Transp) (-0,79) y de modo positivo con el pH (0,46), la T (0,53), el NH_4^+ (0,48), el PRS (0,48), la Chl a (0,51), el MPS (0,53), el MO (0,59) y el MI (0,47).

Discusión

La respiración de la laguna es 5 veces más alta en promedio en verano que en otoño. Esto hace que la producción sea negativa e indica que todo el ecosistema se encuentra mantenido por aportes externos. También puede significar un

constante aporte por mineralización y degradación de la materia orgánica acumulada en los sedimentos. Este comportamiento es contrario a lo que sucede en lagunas de ambientes templados del hemisferio norte, en las cuales en el verano predomina la autotrofia y en el invierno la heterotrofia (Laas *et al.* 2012). Resta analizar si en las lagunas pampeanas sucede lo contrario, es decir, que en verano haya heterotrofia neta y en invierno autotrofia o si nuestras lagunas son heterotróficas durante todo el año. Para ello también Alfonso y colaboradores (2018) analizaron el metabolismo de dos lagunas al Sudeste de Buenos Aires y los resultados son coincidentes con los nuestros. Por otro lado, como se esperaba, los análisis de correlación indicaron las variables que estarían incrementando la respiración, tales como la temperatura y la MO. A su vez, se encontró correlación negativa con variables que indirectamente podrían relacionarse con la respiración, como la profundidad y la transparencia del agua, por mayor contacto de la columna de agua con el sedimento. Es decir que las características de la laguna actuales se mantendrían por aportes externos y por la degradación de sustancias acumuladas históricamente, lo que se vería favorecido en épocas estivales dado los incrementos de temperatura y la disminución de la profundidad. En contexto de cambio climático global, la laguna de lobos actuaría como una fuente importante de CO₂.

Agradecimientos

Al Club de Pesca de Lobos, particularmente al Sr. Mariano Lacoste que se interesó y apoyó este proyecto.

Referencias

- Alfonso, M., Brendel, A., Vitale, A., Seitz, C., Piccolo, M. y Perillo, G.y, 2018. Drivers of Ecosystem Metabolism in Two Managed Shallow Lakes with Different Salinity and Trophic Conditions: The Sauce Grande and La Salada Lakes (Argentina). *Water*, 10(9), p.1136.
- American Public Health Association (APHA), 1995. *Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters*, 19th ed. Washington, DC.
- Diovisalvi, N., Berasain, G., Unrein, F., Colautti, D., Fermani, P., Llamas, M. E., Torremorell, A. M., Lagomarsino, L., Pérez, G., Escaray, R., Bustingorry, J., Ferraro, M. y Zagarese, H.E. 2010. Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. Asociación Argentina de Ecología. *Ecología Austral* 20:115-127.
- Izagirre, I. y Vinocur, A. 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia* 277: 49-62, 1994.
- Laas, A., Nöges, P., Köiv, T. y Nöges, T. 2012. High-frequency metabolism study in a large and shallow temperate lake reveals seasonal switching between net autotrophy and net heterotrophy. *Hydrobiologia* 694:57–74. DOI 10.1007/s10750-012-1131-z
- Mariñelarena, A.J. y Conzono, V.H. 2007. Chemical characteristics and trophic status of Lobos pond (Bs. As., Argentina). Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet", la Plata, Buenos Aires. *Natura Neotropicalis* 28(1): 7-13.
- Nixdorf, B. y Deneke, R. 1995. Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343:269–284.
- Pozzobon, M.V. 2009. Descripción ambiental de la laguna de Lobos, Pcia de Bs. As. Una propuesta para su monitoreo. *Biología Acuática* N°26 Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet", Centro de Evaluación y Gestión Ambiental Larus. ISSN 0326-1638. p 185-195
- Pozzobon, M.V. y Cabrera, G.A. 2013. Abundancia de coliformes en la laguna de Lobos (Buenos Aires) y su relación con el impacto turístico, Instituto Superior de Formación Docente y Técnica N°43, Lobos, Bs. As. VII Congreso EMEAP, Río Cuarto, Córdoba.
- Sosnovsky, A. y Quirós, R. 2006. El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. Asociación Argentina de Ecología. *Ecología Austral* 16:115-124.
- Staehr, P.A., *et al.* 2010. Lake metabolism and the diel oxygen technique: state of the science. *Limnology and Oceanography: Methods* 8.11: 628-644.
- Torremorell, A., Llamas, M.E., Pérez, G.L., Escaray, R., Bustingorry, J. y Zagarese, H. 2009. Annual patterns of phytoplankton density and primary production in a large, shallow lake: field support for the light limitation theory. *Freshwater Biology* 54: 437-449.



Estructura taxonómica y trófica de los ensambles de macroinvertebrados y peces en arroyos hortícolas

**Juan Martín Paredes del Puerto¹, Marina Arias¹, Hernán Mugni¹, Carlos Bonetto¹,
Silvia Fanelli¹ y Ariel Paracampo¹**

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA), UNLP- CONICET- FCNyM. Boulevard 120 y 62, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Email: jmparedesdelpuerto@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue caracterizar taxonómica y funcionalmente los ensambles de macroinvertebrados y peces de arroyos adyacentes a parcelas hortícolas y arroyos con ganadería extensiva. Se realizaron muestreos estacionales, se determinaron parámetros fisicoquímicos y concentraciones de nutrientes en agua. Los arroyos hortícolas presentaron mayores concentraciones de nutrientes, menor abundancia de invertebrados y menor riqueza de peces; el ensamble de macroinvertebrados se caracterizó por los taxa Collembola, Copepoda y Ostracoda, y funcionalmente por colectores-recolectores, y el ensamble de peces por Cyprinodontiformes y alguívoro-detritívoros. Los arroyos de pasturas presentaron menores concentraciones de nutrientes, mayor abundancia de macroinvertebrados y mayor riqueza de peces; el ensamble de macroinvertebrados se caracterizó por los taxa Amphipoda y Cladocera y grupos desmenuzadores, y el ensamble de peces por Characiformes y grupos invertívoros. Se concluye que la horticultura produce un deterioro de la calidad del agua y de la fauna de los arroyos adyacentes.

Palabras clave: HORTICULTURA – ENSAMBLES - GRUPOS TRÓFICOS.

Introducción

La agricultura influye en los ecosistemas acuáticos, modificando los regímenes hidrológicos (Allan 2004) y aumentando el aporte de sedimentos, las cargas de nutrientes y pesticidas (Cooper 1993; Nessimian et al. 2008). El Cinturón Hortícola Platense comprende 4.902 ha y una producción de 76698 tn (CHFB 2005), se caracteriza por una producción dependiente de insumos con varios ciclos al año, lo que implica un uso intensivo de fertilizantes y plaguicidas. El objetivo del presente trabajo fue estudiar la estructura taxonómica y trófica de los ensambles de macroinvertebrados y peces en sitios de arroyos de cuencas con uso del suelo hortícola intensivo con respecto a sitios con ganadería extensiva (sin horticultura en su cuenca).

Materiales y métodos

Muestreos

Se realizaron tres muestreos ictiológicos de carácter estacional (invierno y primavera de 2018 y verano de 2019) en tres sitios del arroyo El Sauce con uso de suelo hortícola intensivo (H) cercanos a La Plata (Bs. As.) y tres con

ganadería extensiva sobre pasturas (P) cercanos a Magdalena (Bs As): Arroyos Chubichamini, Morales y Destino. En el muestreo de primavera se realizó además un muestreo de macroinvertebrados en cada sitio. En cada muestreo se determinaron parámetros fisicoquímicos *in situ* y se tomaron muestras de agua para la determinación de nutrientes (APHA 2012).

Macroinvertebrados

El muestreo de macroinvertebrados se llevó a cabo con una red tipo D-net (500 µm) en un cuadrante flotante de PVC de 1m² sobre la vegetación acuática por triplicado. Los organismos se fijaron *in situ* con alcohol 96° y se identificaron en laboratorio hasta el nivel de orden y familia bajo microscopio estereoscópico. Los grupos tróficos de los macroinvertebrados se asignaron según Cummins et al. (2005)

Peces

Los muestreos de peces se realizaron empleando una red de arrastre con copo en una sección de 30 m de arroyo previamente clausurada con una red de bloqueo. Debido a la gran cobertura de vegetación en los arroyos, se emplearon dos artes de pesca complementarias (marco y canasto) sobre la vegetación acuática,

denominadas artes pequeñas. Los peces fueron fijados en formaldehído 10% y luego transferidos a alcohol 70% para su determinación taxonómica en laboratorio mediante microscopio estereoscópico. Los grupos tróficos de los peces se asignaron según Bozzetti y Schulz (2004) y dos Santos y Esteves (2015).

Análisis de datos

Para evaluar diferencias en las variables fisicoquímicas y nutrientes según el uso del suelo se realizó un test de t-Student o su equivalente no paramétrico cuando los datos no presentaron normalidad. El análisis de los ensambles y los grupos tróficos se realizó siguiendo un rutina multivariada con el programa PRIMER: se realizó el análisis de ordenamiento MDS; para verificar diferencias significativas en el agrupamiento obtenido se utilizó ANOSIM (análisis de similaridad); la contribución de las especies de peces, taxa de invertebrados y grupos tróficos para ambos usos del suelo se evaluó mediante SIMPER (similaridad porcentual).

Resultados

Variables fisicoquímicas

Los parámetros oxígeno disuelto (H: $8,6 \pm 5$ mg/l, P: $7 \pm 2,4$ mg/l) pH (H: $8,1 \pm 1,2$; P: $7,8 \pm 0,4$) y conductividad (H: 318 ± 109 μ S/cm; P: 598 ± 209 μ S/cm) no mostraron diferencias significativas entre los distintos usos del suelo ($p > 0,05$). La concentración de PRS fue significativamente mayor ($p < 0,001$) en H (491 ± 113 μ g/l) con respecto a P (44 ± 18 μ g/l).

Macroinvertebrados

La riqueza específica no mostró diferencias significativas entre ambos usos del suelo (H: 36 ± 5 ; P: 33 ± 4). La abundancia fue significativamente mayor ($p < 0,004$) en los sitios P (2301 ± 1499) con respecto a los sitios H (712 ± 294). El análisis MDS mostró que los sitios con diferente uso del suelo se segregaron en dos grupos según la abundancia de taxa y grupos tróficos (Fig 1). Mediante ANOSIM se determinó que la composición de los ensambles fue diferente según los taxa ($R = 0,6$ y $p = 0,001$) y grupos tróficos ($R = 0,5$ y $p = 0,002$). Los análisis SIMPER mostraron que el grupo H se caracterizó por Copepoda, Collembola y Ostracoda y funcionalmente por colectores-recolectores, mientras que el grupo P se caracterizó por Amphipoda, Cladocera y Ephemeroptera y funcionalmente por los desmenuzadores; los colectores-filtradores fueron los segundos más abundantes en ambos grupos de arroyos.

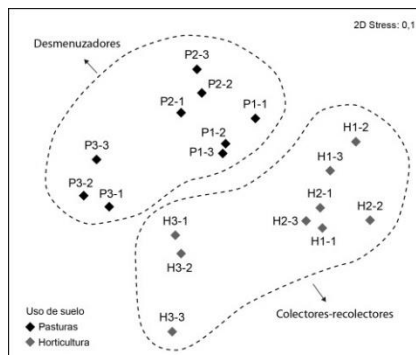


Fig. 1. Ordenamiento MDS según los grupos tróficos de macroinvertebrados, discriminando los usos del suelo de los sitios.

Peces

La riqueza específica fue significativamente mayor en los sitios P para red de arrastre (15 ± 6 ; $p = 0,003$) y artes pequeñas (8 ± 3 ; $p = 0,029$) en comparación con H (10 ± 3 y 5 ± 2 , respectivamente). La abundancia y la biomasa no fueron significativamente diferentes. El análisis MDS mostró que los sitios con diferente uso del suelo se segregaron en dos grupos según las especies (Fig. 2) y según grupos tróficos, siendo mayor esta separación con artes pequeñas (Fig. 3). En relación a la composición, se evidenció una dominancia del orden Cyprinodontiformes sobre los Characiformes en los sitios con usos del suelo hortícola. El análisis SIMPER registró para las dos metodologías de muestreo mayor contribución de invertívoros a los sitios P y de alguívoros-detritívoros u omnívoros a los sitios H.

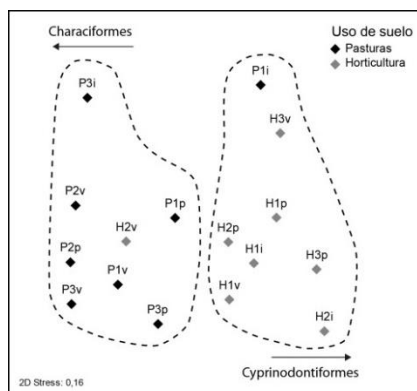


Fig. 2. Ordenamiento MDS según las especies de peces capturadas con red de arrastre, discriminando los usos del suelo.

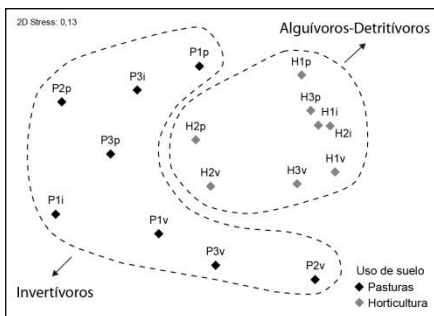


Fig. 3. Ordenamiento MDS según los grupos tróficos de peces capturados con artes pequeños, discriminando los usos del suelo.

Discusión

Este estudio muestra que los arroyos adyacentes a horticultura intensiva presentan concentraciones de nutrientes más elevadas que los arroyos con ganadería extensiva debido a la aplicación de fertilizantes. Mugni et al (2013) determinaron mayores concentraciones de nutrientes en un arroyo luego de la fertilización de cultivos adyacentes en comparación con el mismo arroyo cuando los cultivos no se fertilizaron. Los estudios que evalúan la relación del uso del suelo con las métricas de ensambles de peces resultan controversiales cuando se evalúa el efecto de la agricultura. Weijters et al. (2009) determinaron que la riqueza taxonómica puede aumentar o disminuir conforme se incrementa la agricultura en la cuenca. En este contexto, resultó de interés el estudio de los ensambles a partir de rasgos funcionales. Nuestros resultados son consistentes con la literatura; los ensambles estudiados responden de forma diferencial según la riqueza y abundancia, pero de forma similar en los rasgos tróficos. Resultados similares fueron observados por Effert-Fanta et al. (2019) en arroyos de cuencas agrícolas en Illinois; la densidad de macroinvertebrados fue mayor en sitios con mayor porcentaje de agricultura en la cuenca pero la dominancia de grupos tróficos fue de raspadores, mientras que en los sitios con bajo porcentaje de agricultura dominaron los depredadores. En cuanto a los peces, no observaron efectos en la abundancia y biomasa, pero sí una mayor proporción de piscívoros en los sitios con menor porcentaje de agricultura, mientras que los herbívoros dominaron en sitios con mayor agricultura.

Se concluye que el uso del suelo hortícola produce un deterioro de la calidad del agua y de la fauna de invertebrados y peces en los arroyos adyacentes.

Referencias

- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 257-84.
- APHA. 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edition. American Public Health Association, Washington DC.
- Bozzetti, M. y Schulz, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529: 133-144.
- Censo Horti-Floricola Bonaerense (CHFB). 2005. Ministerio de Asuntos Agrarios y Ministerio de Economía, Secretaría de Agricultura y Ganadería. <http://www.estadistica.ec.gba.gov.ar/dpe/Estadistica/chfba/censohort.html>.
- Cooper, C.M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems-a review. *J Environ Qual* 22 (3): 402-408.
- Cummins, K.W., Merritt, R.W. y Andrade, P.C.N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud Neotrop Fauna Environ* 40: 69-89.
- dos Santos, F.B. y Esteves, K.E. 2015. A fish-based Index of Biotic Integrity for the assessment of streams located in a sugarcane-dominated landscape in Southeastern Brazil. *Environ Manage* 56: 532-548.
- Effert-Fanta, E.L., Fischer, R.U. y Wahlet, D.H. 2019. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. *Hydrobiologia* <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04006-1>.
- Mugni, H., Paracampo, A. y Bonetto, C. 2013. Nutrient concentrations in a pampasic first order stream with different land uses in the surrounding plots (Buenos Aires, Argentina). *Bull Environ Contam Toxicol* 91: 391-395.
- Nessimian, J., Venticinque, E., Zuanon, J., De Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Darc Batista, J. y Juen, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614, 117-131.
- Weijters, M.J., Janse, J.H., Alkemade, R. y Verhoeven, J.T.A. 2009. Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 19: 104-112.

Análisis de la estructura de los ensambles de peces de arroyos pampeanos en relación a la posición y el uso de suelo

Juan Martín Paredes del Puerto¹, Ariel Hernán Paracampo¹ y Darío Colautti¹

¹ Instituto de Limnología de La Plata “Dr. Raúl A. Ringuelet” (UNLP – CONICET – CIC) – Boulevard 120 s/n, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Email: jmparedesdelpuerto@gmail.com

RESUMEN

Este estudio evalúa la estructura de los ensambles de peces a lo largo de la cuenca de cuatro arroyos con usos de suelo ganadero, hortícola y urbano. Se colectaron peces y midieron variables ambientales en 11 sitios de muestreo durante el otoño de 2019. Los datos se procesaron y analizaron mediante rutinas multivariadas. Los tenores de oxígeno, carga de nutrientes, sólidos suspendidos y la cobertura vegetal fueron las variables con mayor influencia en el ACP, reflejando los efectos del uso de suelo en los sitios. El ordenamiento MDS evidenció una estructuración de los ensambles de peces desde las nacientes hasta las desembocaduras en los arroyos ganaderos y hortícolas, contrariamente a los urbanos en los que fueron empobrecidos y homogéneos. Los resultados obtenidos evidencian un patrón espacial en la estructura de los ensambles a nivel de cuenca, sensible al impacto antrópico y potencialmente utilizable para la evaluación de arroyos pampeanos.

Palabras claves: ZONACIÓN - USO DE SUELO - ARROYOS.

Introducción

Las actividades humanas causan alteraciones en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos atentando contra la integridad de los seres vivos que albergan (Richards et al, 1996). La intensificación del uso de suelo agropecuario, periurbano y urbano-industrial se ha relacionado con la disminución de los valores de riqueza específica, abundancia y diversidad de los ensambles de peces (Roth et al 1996; Allan, 2004), lo cual evidencia su sensibilidad ante los cambios ambientales y su utilidad como objeto de estudio para diagnosticar los efectos de las actividades antrópicas sobre los ecosistemas acuáticos (Karr, 1981; Strayer y Dudgeon, 2010).

A pesar de la existencia de estudios de ensambles de peces y su relación con las actividades humanas para la región Neotropical, en la ecorregión pampeana los mismos continúan siendo escasos con el predominio de un enfoque de análisis a nivel local.

En este trabajo se busca estudiar el impacto de diferentes usos del suelo sobre la los ensambles de peces de arroyos pampeanos tributarios del Río de La Plata relevando sectores de la cuenca alta, media y baja de los mismos, a fines de contemplar la variabilidad natural existente a lo largo de la sucesión longitudinal desde las

cabeceras hasta la desembocadura de los arroyos al Río de La Plata.

Materiales y métodos

Durante mayo y abril de 2019 se estudiaron 11 sitios (Figura 1) distribuidos en la cuenca alta, media y baja de arroyos con uso de suelo con ganadería extensiva (Chubichamini); ganadería extensiva y horticultura intensiva (El Pescado) y diferente grado de urbanización: periurbano y urbanización moderada (cuenca media y alta del arroyo Maldonado y alta del Gato) y urbanización alta (cuenca baja del arroyo Maldonado y media del Gato).

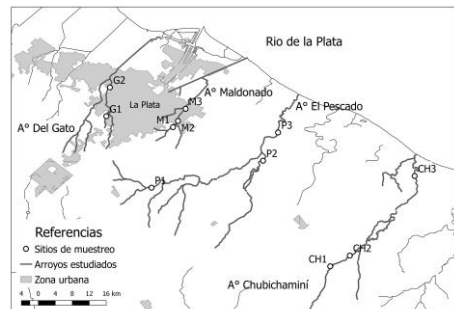


Fig. 1. Área de estudio con los arroyos y sus respectivos sitios de muestreo.

En cada sitio se midieron por triplicado variables físico-químicas (ancho, profundidad, porcentaje de cobertura por vegetación, oxígeno disuelto, pH, profundidad del disco de Secchi, conductividad y temperatura) y se tomaron muestras de agua para la determinación de nutrientes y sólidos suspendidos totales en laboratorio (APHA, 1998).

El muestreo de peces se realizó en tres tramos 25 m del arroyo clausurados aguas arriba y abajo de con una red de bloqueo. Los tramos se barrieron con dos redes con copo (15 m x 1,35 m x 1.5 cm de tamaño de malla) y luego una de malla más fina (15 m x 1,45 x 0,3 tamaño de malla). La captura fue integrada por tramo y los peces capturados fueron fijados en formaldehído 10% V/V y luego transferidos a alcohol 70% V/V. Los individuos fueron identificados taxonómicamente hasta nivel de especie y se registró su abundancia (N) para cada tramo. Los datos se estandarizaron según el área barrida y fueron $\log_{10}(x+1)$ transformados.

Se realizó un ordenamiento de las réplicas de todos los sitios según los datos de abundancia mediante un análisis de escalamiento multidimensional (MDS). La significancia de los agrupamientos obtenidos fue evaluada con un ANOSIM y la contribución de cada especie a la similitud y disimilitud de los grupos fue analizada mediante SIMPER.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir del promedio de las variables ambientales, que fueron previamente $\log_{10}(x+1)$ transformadas y estandarizadas.

Resultados

El ordenamiento obtenido con el MDS, mostró un arreglo de las réplicas en cuatro grupos (A, B, C y D; Fig. 2) que fueron estadísticamente diferentes entre sí según el ANOSIM (R global=0,98; $p=0,001$). El grupo A estuvo conformado por las réplicas pertenecientes a sectores de cuenca media y alta del Chubichamini y alta de El Pescado (CH2, CH1 y P1), mientras en el grupo B se ubicaron los sitios de la cuenca media y baja de El Pescado y baja del Chubichamini (P2, P3 y CH3). En el grupo C se agruparon todos los sitios pertenecientes al Maldonado y la cuenca alta del Gato (M1, M2, M3 y G1). El sitio ubicado en la cuenca media del gato (G2) mostró una baja similitud con el resto de los grupos y se separó en el ordenamiento (grupo D)

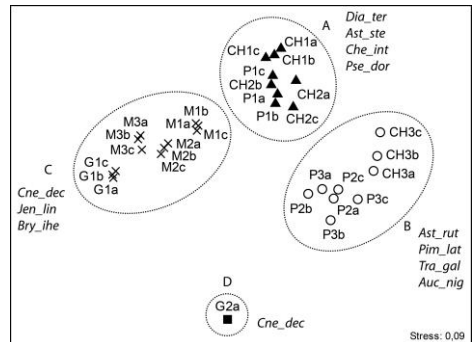


Fig. 2. Grupos conformados según el análisis de MDS y especies que más contribuyeron a la similitud de los grupos según el análisis de SIMPER.

Según el análisis SIMPER (Fig. 2), el grupo A mostró una similitud promedio del 47% dada principalmente por las especies *Diapoma terofali*, *Astyanax stenohalinus*, *Cheirodon interruptus*, y *Pseudocorynopoma doriae* (60% de contribución acumulada). Por otra parte, el grupo B presentó una similitud promedio de 39% de la cual un 70% fue atribuida a la contribución de las especies *Astyanax rutilus*, *Pimelodella laticeps*, *Trachelyopterus galeatus* y *Auchenipterus nigripinnis*. Por último, el grupo C, presentó una similitud promedio del 38%, sostenida principalmente por las especies *Cnesterodon decemmaculatus*, *Jenynsia lineata* y *Bryconamericus iheringii* (Fig. 1).

Los dos primeros ejes del ACP explicaron el 75% de la variación. En el ordenamiento obtenido (Fig. 3), los sitios de los arroyos Chubichamini y El pescado se relacionaron positivamente con las variables SST, porcentaje de cobertura por vegetación, oxígeno disuelto y negativamente con los valores de nutrientes y Secchi. Los sitios de muestreo urbanos mostraron una mayor heterogeneidad según las variables físicoquímicas, pudiéndose agrupar cuatro posibles escenarios: valores altos de compuestos nitrogenados y oxígeno disuelto (M2); valores altos de nutrientes y moderados de oxígeno disuelto (M3); valores altos de nutrientes y bajos de oxígeno disuelto (G2); y valores moderadamente altos de nutrientes y oxígeno disuelto (G1 y M1).

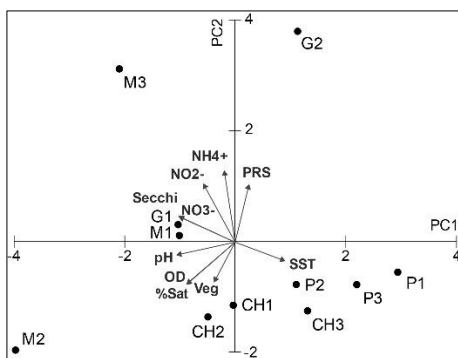


Fig. 3. Ordenamiento de los sitios según el ACP realizado con las variables ambientales.

Conclusiones

La segregación de los sitios en los grupos A y B mostró estar relacionada con su posición en la cuenca en el caso de los arroyos con uso de suelo ganadero y hortícola. Dado que estos sitios representan ambientes oxigenados y poco afectados por el enriquecimiento de nutrientes es posible que los ensambles de peces muestren patrones de estructuración, distribución espacial y dinámica que respondan a las variaciones en las condiciones naturales que ocurren a lo largo de estos cursos de agua. En este sentido, la agrupación de sitios de cabecera mayormente en el grupo A y de sitios cercanos a la desembocadura en el grupo B puede interpretarse como una zonación natural de los ensambles de peces de arroyos pampeanos.

Los sitios del grupo C se caracterizaron por presentar un uso de suelo urbano en su periferia, con valores altos de nutrientes y niveles moderados y altos de oxígeno disuelto. En este caso el arreglo de los sitios no tuvo relación con su disposición en la cuenca, sugiriendo que el impacto antrópico del índole urbano afecta la estructuración espacial de los ensambles que tienden a empobrecerse en especies y a homogenizarse quedando dominados por especies tolerantes como *C. decemmaculatus*, *J. lineata* y *C. interruptus*.

El sitio G2 presentó los máximos niveles de nutrientes y mínimos de oxígeno disuelto asociado a un uso de suelo con alto grado de urbanización. En el MDS este sitio se separó de los demás grupos de acuerdo a la composición ictiológica del ensamble, representado por *C. decemmaculatus* en bajas abundancias. Considerando que esta especie ha sido

categorizada como tolerante (Hued y Bistoni, 2005) a los disturbios ambientales, su ocurrencia en bajas abundancias estaría indicando una condición cercana al límite para la supervivencia de los peces en arroyos pampeanos sometidos a impacto urbano.

Los resultados de este trabajo permiten evidenciar una zonación longitudinal de ensambles de peces que es sensible al impacto antrópico. En vista de ello, es importante destacar el potencial de esta estructuración espacial de los ensambles de peces como herramienta de evaluación para generar diagnósticos acerca de la integridad de los sistemas loticos pampeanos a escala de cuenca.

Referencias

- Allan, J.D. 2004. Landscapes and River scapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 3: 257–284.
- APHA, 1998. Awwa. Wef. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, vol. 21, p. 1378.
- Hued, A.C. y Bistoni, M. de los Á. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279–298.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21–27.
- Richards, C., Johnson, L.B. y Host, G.E. 1996. Land scape scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 295–311.
- Roth, N.E., Allan, J.D. y Erickson, D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11:141–56
- Strayer, D.L. y Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 344–358.

Análisis de los hirudíneos y sus presas en diferentes especies de macrófitas

Laura Estefanía Paz¹, Bettina Gullo² y Alberto Rodríguez Capítulo³

¹Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (UNCPBA), Arroyo Seco s/n Tandil, Buenos Aires, Argentina.

²Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Cátedra Zoología Invertebrados (UNLP), 122 y 60, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

³Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) (CONICET, UNLP), 120 y 62, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Email: estefypaz@hotmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue analizar las especies de hirudíneos y sus presas potenciales presentes en macrófitas con diferentes arquitecturas. El estudio se llevó a cabo en dos arroyos ubicados en el noreste de Buenos Aires y se realizaron 2 muestreos con un cuadrado de 30x30 cm en 6 macrófitas: *Ludwigia peploides*, *Gymnocoronis spilanthoides*, *Schoenoplectus californicus*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Polygonum punctatum* y *Egeria densa*. Se identificaron un total de 7 especies, 1 subespecie y 1 género de sanguijuelas. *Egeria densa* presentó la mayor DF y la mayor densidad total de hirudíneos. Sin embargo, esta relación fue inversa para *L. peploides*. Asimismo, el análisis global (ANOSIM) indicó que las especies no se distribuyen de manera diferente en las distintas macrófitas. Por lo tanto, posiblemente otros factores además de la complejidad estructural, como por ejemplo las sustancias alelopáticas, estén afectando la distribución de algunas especies.

Palabras clave: MACROINVERTEBRADOS - ARROYOS DE BAJA PENDIENTE

Introducción

Los arroyos de baja pendiente de la Ecorregión pampeana presentan un diverso y abundante ensamble de macrófitas. En estos arroyos las plantas acuáticas tienen un rol fundamental en la función del ecosistema. Además aportan estructura al hábitat (Heck y Crowder, 1991) a través de su complejidad estructural o arquitectura, la cual es reflejo de la cantidad de disecciones en las hojas (Dibble y Thomaz, 2006). El incremento de la complejidad estructural aumenta el número de nichos, de recursos y de protección contra depredadores, teniendo un efecto significativo sobre la estructura y función del ensamble de macroinvertebrados (Taniguchi et al., 2003). Las especies de hirudíneos son un componente fundamental de la fauna bentónica (Rosenberg y Resh, 1993). Este grupo es principalmente depredador generalista, se alimentan de larvas de Chironomidae, Crustáceos, Oligochaeta, algunos Molluscos (Kutcher et al., 2013; Govedich y Moser, 2015). A pesar de su importancia, trabajos sobre las interacciones entre las sanguijuelas y sus presas, su relación con hábitat o la calidad del agua son escasos (Cortezzi et al., 2018).

El objetivo de este trabajo fue analizar las especies de hirudíneos y sus presas potenciales presentes en macrófitas con diferentes arquitecturas. La hipótesis planteada fue que las macrófitas que presentan una mayor complejidad, presentan una mayor densidad y una composición específica de hirudíneos diferente en comparación con macrófitas menos complejas, y esto estaría relacionado con la abundancia de sus potenciales presas.

Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en dos arroyos, el Martín y el Carnaval ubicados en el noreste de Buenos Aires. Se muestrearon 7 sitios (Fig. 1) en dos ocasiones. Las macrófitas seleccionadas fueron: *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven (Onagraceae), *Gymnocoronis spilanthoides* (Don) DC. (Asteraceae), *Schoenoplectus californicus* (C. A. Meyer) Soják (Cyperaceae), *Hydrocotyle ranunculoides* L. (Umbelliferae), *Polygonum punctatum* Elliot (Polygonaceae) y *Egeria densa* Planch (Hydrocharitaceae). Para cada especie se calculó la Dimensión Fractal (DF, $n = 4$) (Ferreiro et al., 2011). En cada sitio y muestreo se recolectaron tres réplicas del ensamble de macroinvertebrados presente en cada macrófita (una réplica por manchón).

utilizando un cuadrado de 30 x 30 cm (poro 300 μm). Luego de separar las plantas de los macroinvertebrados, éstas fueron secadas en estufa (70° C, 48 h). Los hirudíneos y sus presas (Oligochaeta, *H. curvispina*, larvas de Chironomidae y Planorbidos) fueron contados e identificados bajo lupa estereoscópica (Sawyer, 1986; Sidall y Borda, 2003; Domínguez et al., 2009) y luego se calculó su densidad (ind grPS^{-1}). Para analizar el DF y las densidades se realizaron modelos lineales mixtos (MLM) con distribución de errores Gaussiana (link: identidad). Se utilizó un factor fijo “macrofitas” y dos factores aleatorios: “Sitio” y “tiempo” debido a la falta de independencia espacial y temporal. Los modelos para DF no presentaron efectos aleatorios. Se evaluaron los modelos a través de gráficos diagnósticos y se realizaron pruebas a posteriori Tukey. Además se realizó un análisis de similitud con las densidades registradas en cada macrofita (ANOSIM), seguido de un SIMPER para determinar que taxa contribuyó con la disimilitud, utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. Todos los análisis fueron realizados en R.

Resultados

Se identificaron las siguientes especies de hirudíneos: *Helobdella hialina*, *Helobdella triserialis*, *Helobdella micaelseni*, *Helobdella brasiliensis*, *Helobdella adistola* y *Helobdella simplex*. Además se registró una subespecie *Helobdella triserialis lineata* y un género *Haementeria* sp. (Tabla 1). *Egeria densa* presentó la mayor densidad total ($129 \pm 190 \text{ ind grPs}^{-1}$) y el mayor DF, mientras que *L. peploides*, con valores de DF similares a los de *E. densa*, presentó los menores valores de densidad para todas las especies excepto para *H. triserialis*. Por otro lado, el género *Haementeria* sp. fue registrado en una sola muestra y la especie *H. brasiliensis* representó menos del 1 % del total de los individuos. En ambos casos debido a la escasa representación no se pudieron realizar los modelos.

Los MLM realizados indicaron que *H. micaelseni* y *H. adistola* presentaron una densidad significativamente mayor en *E. densa* ($F_{4,25} = 8,29$, $p = 0.001$; $F_{4,25} = 3,04$, $p = 0.03$ respectivamente). *Helobdella hialina* mostró una mayor densidad en *E. densa*, *H. ranunculoides* y en *G. spilanthis* ($F_{4,25} = 7,25$, $p < 0,001$; $F_{4,24} = 19,06$, $p < 0,001$; $F_{4,25} = 4,09$, $p = 0,01$ respectivamente). Mientras que *H. triserialis lineata* y *H. simplex* tuvieron densidades elevadas en *E. densa* y *G. spilanthis*.

El análisis global de las especies dio como resultado que su distribución en las macrofitas

fue similar (ANOSIM, R global = 0,11; $p = 0,001$). La especie que más contribuyó con las diferencias encontradas fue *H. hialina* (SIMPER). Los análisis realizados con las densidades de las potenciales presas mostraron que *H. curvispina*, larvas de Chironomidae y Planorbidos, presentaron una mayor densidad en *E. densa* y *H. ranunculoides* con respecto a las demás macrofitas ($F_{4,24} = 69,52$, $p = 0,0001$, $F_{4,24} = 8,87$, $p = 0,0002$, $F_{4,24} = 9,08$, $p = 0,0001$ respectivamente). Los Oligochaeta presentaron una significativamente menor densidad en *S. californicus* ($F_{4,24} = 7,32$, $p = 0,0005$).

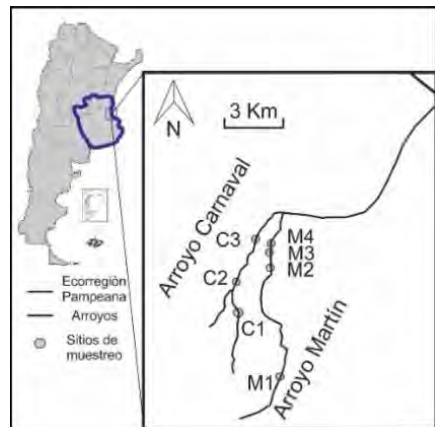


Fig. 1. Mapa del área de estudio especificando los sitios de muestreo. Buenos Aires, Argentina.

Tabla 1. Promedio \pm DE de las densidades (ind grPS^{-1}) de las especies de hirudíneos encontrados en las macrofitas muestreadas en los arroyos Martín y Carnaval-Buenos Aires. HH: *H. hialina*; HTL: *H. triserialis lineata*; HT: *H. triserialis*; HS: *H. simplex*; HM: *H. micaelseni*; H: *Haementeria* sp.; HA: *H. adistola*; HB: *H. brasiliensis*; Oli: Oligochaeta; Pla: Planorbidos; Hay: *Hyalella curvispina*; Chi: Chironomidae; DF: Dimensión fractal; Pol: *Polygonum punctatum*; Ege: *Egeria densa*; Gym: *Gymnocoronis spilanthoides*; Hyd: *Hydrocotyle ranunculoides*; Sch: *Schoenoplectus californicus*; Lud: *Ludwigia peploides*. Los supraíndices indican las diferencias significativas ($p < 0,05$), H y HB no fueron analizadas.

	Pol	Ege	Gym	Hyd	Sch	Lud
HH	0,43 ±0,03 ^b	31,03 ±44,84 ^a	11,13 ±13,14 ^a	10,87 ±6,54 ^a	1,01 ±1,18 ^a	2,50 ±2,82 ^b
HT	0,18 ±0,17 ^a	0,06 ±0,22 ^a	1,56 ±3,82 ^a	0,04 ±0,08 ^a	0,08 ±0,16 ^a	0,37 ±0,94 ^a
HTL	0,51 ±0,44 ^c	5,56 ±8,27 ^a	2,62 ±3,30 ^{ab}	1,12 ±1,30 ^b	0,04 ±0,16 ^c	0,08 ±0,24 ^c
HS	0,15 ±0,26 ^c	37,68 ±104,79 ^a	1,63 ±4,19 ^{bc}	2,30 ±2,37 ^{ab}	0,19 ±0,49 ^c	0,56 ±1,36 ^c
HM	0,11 ±0,20 ^b	2,41 ±5,48 ^a	0,00 ±0,00 ^b	0,94 ±2,82 ^b	0,00 ±0,00 ^b	0,12 ±0,52 ^b
H	0,00 ±0,00	0,00 ±0,00	0,00 ±0,00	0,00 ±0,00	0,00 ±0,00	0,023 ±0,04
HA	0,00 ±0,00 ^b	0,26 ±0,40 ^a	0,08 ±0,34 ^b	0,00 ±0,00 ^b	0,00 ±0,00 ^b	0,03 ±0,13 ^b
HB	0,00 ±0,00	0,00 ±0,00	0,01 ±0,03	0,07 ±0,20	0,00 ±0,00	0,003 ±0,02
Oli	16,38 ±15,28 ^a	77,40 ±118,28 ^a	14,04 ±24,39 ^a	17,60 ±20,62 ^a	0,47 ±1,09 ^a	35,56 ±48,66 ^a
Pla	0,13 ±0,23 ^c	72,06 ^a ±98,41 ^a	2,46 ±6,77 ^{bc}	7,85 ^a ±6,34 ^a	0,17 ±0,34 ^c	4,63 ±10,53 ^b
Hya	2,83 ±4,35 ^a	45,99 ^a ±25,03 ^a	19,74 ±22,70 ^b	86,65 ±88,98 ^{ab}	1,29 ±2,79 ^c	24,80 ±28,14 ^b
Chi	4,85 ±1,93 ^c	145,84 ^a ±183,59 ^a	20,82 ±43,16 ^b	28,36 ±24,69 ^{ab}	1,24 ±1,90 ^c	36,44 ±53,83 ^b
DF	1,44 ±0,07 ^d	1,79 ±0,01 ^a	1,70 ±0,05 ^b	1,62 ±0,07 ^{bc}	1,60 ±0,03 ^c	1,74 ±0,04 ^{ab}

Discusión y conclusión

Las densidades de taxa registradas en *E. densa* podrían deberse a su elevada complejidad estructural. En el caso de *P. punctatum* y *S. californicus*, ambas presentaron bajos valores de DF y de densidades de taxa. La relación entre la complejidad estructural y la abundancia de algunos macroinvertebrados, así como también la de depredadores y la de sus presas también ha sido registrado por otros autores (Ferreiro et al., 2011; Tokeshi y Arakaki, 2012). Sin embargo, esta relación fue inversa para *L. peploides*, por lo tanto, posiblemente existan otros factores que afecten la densidad de algunas especies, como por ejemplo las sustancias alelopáticas. Paz et al. (2019) registró elevadas concentraciones de sustancias alelopáticas (fenoles) en los tejidos de *L. peploides* con respecto a *G. spilanthis* y a *E. densa*. Esto podría indicar que estas sustancias también intervienen en la distribución de algunos taxa. A pesar de las diferencias encontradas en algunas especies, el análisis global indicó que los hirudíneos no se distribuyen de manera diferente en las distintas macrofitas. Es relevante realizar estudios para evaluar si la influencia de otros factores, como las sustancias alelopáticas y la disponibilidad de recursos afectan la distribución de las especies en las macrofitas.

Referencias

Cortelezzi, A., Gullo, B. S., Simoy, M. V., Cepeda, R. E. y Berkunsky, I. 2018. Assessing the sensitivity of leeches as indicators of water quality. *Science of the Total Environment*, 624, 1244–1249.

Dibble, E. D. y Thomaz, S. M. 2006. A Simple Method to Estimate Spatial Complexity in Aquatic Plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 421–428.

Dominguez, E., Molinari, C. y Nieto, C. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán.

Ferreiro, N., Feijoó, C., Giorgi, A. y Leggeri, L. 2011. Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, 664: 199–211.

Govedich, F.R. y Moser, W.E. 2015. Clitellata: Hirudinida and Acanthobdellida. In: Thorp J., Rogers D. C. (eds.), *Ecology and General Biology: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates*, Academic Press, 565–588.

Heck, K. y Crowder, L. 1991. Habitat structure and predator prey interactions in vegetated aquatic systems. In Bell S, McCoy E and Mushinsky H (eds), *Habitat Structure: The Physical Arrangement of the Objects in Space*. Chapman and Hall, London: 281–299.

Kutschera, U., Langguth, H., Kuo, D.H., Weisblat, D.A. y Shankland, M. 2013. Description of a new leech species from North America, *Helobdella austiniensis* (Hirudinea: Glossiphoniidae), with observations on its feeding behavior. *Zoosyst. Evol.* 89: 239–246.

Paz, L.E., Ferreira, A.C., Simonetti, M.A. y Capitullo, A.R. 2019. Selection of macrophytes by a generalist invertebrate herbivore and potential impacts for stream rehabilitation. *Aquatic Botany*.

R Development Core Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN3-900051-07

Rosenberg, D.M. y Resh, V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Invertebrates*. Chapman y Hall: New York.

Sawyer, R.T. 1986. *Leech biology and behaviour, feeding biology, ecology and systematic*, Oxford University Press, Oxford.

Siddall, M.E. y Borda, E. 2003. Phylogeny and revision of the leech genus *Helobdella* (Glossiphoniidae) based on mitochondrial gene sequence and morphological data and a special consideration of the *triserialis* complex. *Zoologica Scripta* 32: 23–33.

Taniguchi, H., Nakano, S. y Tokeshi, M. 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*, 48, 718–728.

Tokeshi, M. y Arakaki, S. 2012. Habitat complexity in aquatic systems: Fractals and beyond. *Hydrobiologia*, 685: 27–47.



Primera caracterización de un lago somero meromíctico en Argentina (Reserva Parque Luro, La Pampa)

Alberto Pilati¹, Andrea E. Biasotti¹ y Giuliana A. Montelpare¹

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa – Uruguay 151 (L6300CLB), Santa Rosa, La Pampa, Argentina.
Email: apilatiunlpam@gmail.com

RESUMEN

La Laguna Parque Luro Este es una típica laguna hipersalina (salitral) de la región semiárida pampeana que luego de una lluvia excepcional se transformó durante 7 meses en una laguna meromíctica. El mixolimnion se caracterizó por tener menor salinidad, mayor oxígeno disuelto y concentración de clorofila. El monimolimnion, presentó mayor salinidad y nutrientes pero menor pH. Estas capas no se diferenciaron una vez perdida la meromixis. En términos generales, *Dunaliella salina* dominó el fitoplancton. El zooplancton, en cambio, si bien redujo su riqueza de 4 especies a sólo 1 a lo largo del estudio, siempre estuvo dominado por *Artemia persimilis*. Mientras duró la meromixis, esta especie convivió con *Boeckella poopoensis*, y ambas especies presentaron individuos más grandes en el monimolimnion. Concluimos que las diversas características limnológicas de este salitral lo transforman en un sitio de mayor interés para fomentar aún más su conservación.

Palabras claves: LAGO SOMERO - MEROMIXIS - CONSERVACIÓN.

Introducción

Los lagos meromícticos son lagos que no mezclan la columna de agua en su totalidad debido a un fuerte gradiente salino que separa el mixolimnion (capa superficial del lago con menor salinidad) del monimolimnion (más profundo, mucho más salado y denso) (Hutchinson, 1957). Tanto el mixolimnion como el monimolimnion se comportan como dos lagos diferentes superpuestos uno sobre otro con características físicas, químicas, y biológicas totalmente diferentes.

Existen muchos lagos meromícticos reportados en el mundo, la mayoría de más de 10 metros (m) de profundidad, de los cuales sólo dos han sido estudiados en Sudamérica (Zadereev et al., 2017). Sin embargo, nada se sabe a nivel mundial del comportamiento temporal de lagos meromícticos con profundidades menores (lagos someros).

En La Pampa, existen numerosos lagos someros. La laguna Parque Luro (Este) en particular (Fig. 1), está ubicada en una reserva homónima provincial de La Pampa. Es épocas secas, es un típico salitral (profundidad de 0,20 m, y salinidad de 341 g/L), mientras que cuando se inunda con lluvias extraordinarias alcanza una profundidad de 2,6 m y salinidad estimada

de 25 g/L). Desafortunadamente nunca fue muestreada con estas condiciones.

En marzo de 2017 se registraron precipitaciones que causaron que esta laguna aumentara su volumen rápidamente, lo que ocasionó la formación de un lago meromíctico.

En La Pampa, los intensos vientos de dirección N-NE a S-SE (Cano, 1980) podrían llegar a alterar la profundidad del mixolimnion y monimolimnion. De aquí surgen las siguientes preguntas: ¿cuánto perdura la estratificación de un lago meromíctico somero?, ¿de qué manera difieren las características físico-químicas entre estas dos capas?, ¿cómo difieren las comunidades planctónicas de estas dos capas? Para responder a estas preguntas se propuso como objetivo relevar las principales variables limnológicas básicas de la laguna Parque Luro Este de manera estacional para poder caracterizar por primera vez en Argentina un lago con tales características.

Materiales y Métodos

La Reserva Provincial Parque Luro está ubicada en la región central de la provincia de La Pampa (36° 55' 18" S, 64° 11' 4" W). Sus lagunas, semipermanentes, no poseen actividades agropecuarias en sus cuencas.



Fig. 1. Imagen de Google Earth de la laguna Parque Luro Este, La Pampa, en dos hidroperíodos contrastantes.

Se realizaron muestreos de manera estacional a partir de Junio 2017 en 4 sitios de la laguna. Se utilizó una botella de Van Dorn y se realizaron análisis limnológicos de rutina. El mixolimnion y el monimolimnion se muestrearon a su profundidad media (Julio: 0,7 y 1,8 m; Octubre: 1 y 2,4 m respectivamente). Una vez perdida la meromixis, se realizaron muestreos a 0,8 y 2 m para fines comparativos.

Para comparar las variables de la Tabla 1 entre las diferentes profundidades se utilizó un test t y la correlación entre variables se evaluó con la correlación de Pearson, ambas con el programa libre PAST (Hammer, 2001).

Resultados

Sólo durante los meses de junio y octubre 2017 se encontró una capa superficial menos salina (50-63 g/L) reposando sobre otra capa profunda de mayor salinidad (156-227 g/L). El mixolimnion presentó un grosor entre 1,5-2,1 m y fue aumentando su salinidad y su espesor hasta finalmente desaparecer en febrero 2018.

Mientras duró la meromixis, la capa superficial (mixolimnion) tuvo menor temperatura que la capa profunda, mayor concentración de oxígeno disuelto que el fondo (siempre anóxico) y mayor

pH que la zona profunda (Tabla 1). El NT y el PT aumentaron significativamente en la zona profunda y el amonio representó un 15% del NT y el fosfato un 80% del PT respectivamente. Todas estas diferencias desaparecieron al finalizar la meromixis.

Durante la meromixis, también la concentración de clorofila a fue mayor en el mixolimnion que en el monimolimnion (Tabla 1). La densidad de fitoplancton mostró un pico en febrero 2018 que coincidió con la desaparición casi completa de grandes pastoreadores. La riqueza de algas en la laguna nunca superó las tres especies siendo *Dunaliella salina* la única que dominó durante todo el período de estudio (>94% densidad promedio). No se observaron comunidades algales diferentes en ambas capas.

La riqueza de zooplancton se redujo de 4 especies durante la meromixis a sólo 1 una vez mezclado el lago. Mientras duró la meromixis, no se detectaron diferencias en la densidad total de zooplancton entre la zona superficial y profunda. Sin embargo, la biomasa fue mayor en la zona profunda, influenciada por la presencia de individuos de mayor talla. *A. persimilis* fue la especie que dominó la densidad y la biomasa tanto en la superficie como en la zona profunda de esta laguna. Mientras duró la meromixis, *Artemia* convivió con *Boeckella poopoensis* y *Cletocampus deitersi*. La biomasa de zooplancton estuvo correlacionada negativa y significativamente con la abundancia de fitoplancton ($r=-0,697$, $p=0,003$).

Discusión

El inicio de la meromixis en la Laguna Este de Parque Luro fue de origen ectogénico (Hutchinson, 1957) producto de las abundantes precipitaciones de la época húmeda. Se estima que la meromixis tuvo fin en la primavera ya que en esta época ocurren la mayoría de los vientos (Cano, 1980).

Tabla 1. Valores promedio (n=4) de diferentes variables para el mixolimnion (SUP) y monimolimnion (PROF) para las diferentes fechas de muestreo. El asterisco indica diferencias significativas entre ambas capas según el Test T ($p<0,01$).

Fecha	Salinidad (mg/L)		pH		Oxig. Dis. (mg/L)		NT (mgN/L)		PT (mgP/L)		Clorofila (μ/L)	
	SUP	PROF	SUP	PROF	SUP	PROF	SUP	PROF	SUP	PROF	SUP	PROF
Jun-17	52	178*	8,77	8,43*	8,74	0,78*	4,7	14,9*	0,21	0,64*	16,5	5,3*
Oct-17	65	196*	8,40	7,87*	5,62	0,70*	4,9	17,1*	0,18	0,90*	6,4	3,4*
Feb-18	100	113	9,06	8,96	3,70	3,43	8,3	10,1	0,26	0,37	24,1	38,4
Abr-18	134	134	8,96	8,96	2,89	2,88	8,8	8,4	0,37	0,35	0,5	0,5

Mientras duró la meromixis, la salinidad del mixolimnion fue 2,5 veces menor que el monimolimnion, y el oxígeno disuelto fue ~10 veces mayor en la superficie que en el fondo (Tabla 1). Los nutrientes totales están en mayor concentración en el monimolimnion ya que esta zona actúa como una trampa de los mismos favorecida por la falta de mezcla (Boehrer et al., 2017). Al quedar el monimolimnion totalmente aislado de la zona de mezcla por la quimioclina, produce condiciones anóxicas permanentes que favorece la respiración anaeróbica que libera protones y redujo el pH de esta capa. Como consecuencia, el fosfato constituyó la mayoría del PT.

La riqueza de fitoplancton fue baja. El género *Dunaliella* está presente en todos los continentes y es la única de importancia en lagos hipersalinos (Hammer, 1986). Tolerancia el mayor rango de salinidad de todo el fitoplancton, encontrándose en salinidades entre 50 y 373 g/L.

Durante la meromixis, fue común encontrar *A. persimilis* conviviendo con *B. poopoensis*. De los Ríos (2005) indica que ambas especies no podrían co-existir porque el solapamiento del rango de salinidades reportado para ambas especies es muy pequeño y porque los adultos de *B. poopoensis* depredan nauplios de *Artemia* sp. (De los Ríos, 2005). La coexistencia desapareció una vez que la salinidad sobrepasó la tolerancia de *B. poopoensis*. Estas dos especies presentaron individuos de mayor tamaño en el monimolimnion. Este fenómeno ya ha sido observado en rotíferos, cladóceros y copépodos y probablemente esté relacionada a la composición química del agua y sus efectos sobre los ciclos de vida (Zadereev et al., 2017).

La relación inversa entre el zooplancton y el fitoplancton a lo largo del estudio indica el fuerte efecto pastoreador de *A. persimilis* en el ecosistema. Este efecto ya ha sido observado en experimentos con microcosmos por Pilati et al. (2018). *Artemia* juega un papel ecológico clave ya que es un pastoreador no selectivo de bacterias, diatomeas, y microalgas halófilas como *Dunaliella salina*, y a su vez ella es el principal alimento de aves acuáticas (De los Ríos y Salgado, 2012).

Si bien este lago presenta condiciones extremas (saltral) durante largos periodos, frente a eventos de abundantes precipitaciones, adquiere características limnológicas diversas. Esto lo transforma en un sitio de mayor interés para la conservación ya que aumenta la diversidad biológica (principalmente zooplancton). Debido a la ausencia de precipitaciones, las condiciones meromícticas de esta laguna no se mantuvieron

en el tiempo y la laguna aumentó nuevamente su salinidad. En términos generales, estos cambios provocaron un reemplazo por especies más halotolerantes, lo cual redujo nuevamente su biodiversidad. De esta manera, este estudio ha demostrado que ambientes extremos, como los lagos hipersalinos, pueden ser sorprendentemente diversos dependiendo del hidroperiodo. Frente al escaso conocimiento que hay del tema en nuestro país, este trabajo es un importante punto de partida para futuras investigaciones.

Referencias

- Boehrer, B., Von Rohden, C. y Schultze, M. 2017. Physical Features of Meromictic Lakes: Stratification and Circulation. En Gulati et al. (eds.), *Ecology of Meromictic Lakes* Cham: Springer. 15-24.
- Cano, E. 1980. *Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa*. INTA, Prov. de La Pampa y UNLPam. Buenos Aires.
- De los Ríos, P. 2005. Richness and distribution of zooplanktonic crustacean species in Chilean altiplanic and southern Patagonian ponds. *Polish Journ. Env. Stud.*, 14:817-822.
- De los Ríos, P. y Salgado, I. 2012. *Artemia* (Crustacea, Anostraca) in Chile: a review of basic and applied biology. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 40(3):487-496.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electr.*, 4(1): 1-9.
- Hammer, U.T. 1986. *Saline lake ecosystems of the world*. W. Junk Publishers: Dordrecht.
- Hutchinson, G. E. 1957. *A treatise on limnology I. Geography, physics and chemistry*. John Wiley and Sons: New York.
- Pilati, A., Echaniz, S.A., Faguaga, C. G., Vignatti, A.M y Cabrera, J. C. 2018. An experimental salt reduction in a lake with long-term hypersaline conditions does not increase zooplankton diversity but affects the grazing of *Artemia* persimilis on algae. *Limnologia* 70:26-32.
- Zadereev, E. S., Boehrer, B. y Gulati, R. D. 2017. Introduction: Meromictic lakes, their terminology and geographic distribution. En Gulati, R. D., Zadereev, E.S. y Degermendzhi, A. G. (eds.), *Ecology of meromictic lakes*. Cham: Springer. 379-398.



Variación temporal en los ensambles de peces de las Sierras Chicas de Córdoba y su respuesta al gradiente de urbanización actual

Natalia G. Rivetti^{1,2}, Germán A. González^{1,2}, Gregorio Javier- Pizarro³ y María de los Ángeles Bistoni^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Cátedra de Diversidad Biológica IV. Córdoba, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA). Córdoba, Argentina.

³ Instituto de Recursos Biológicos, Centro de Investigación de Recursos Naturales (INTA)- Nicolas Repetto y De Los Reseros 1686, Hurlingham, Buenos Aires, Argentina.

Email: nattyrivetti@gmail.com

RESUMEN

En este trabajo se analiza el cambio temporal en la composición de especies ícticas en las Sierras Chicas de Córdoba y se evalúa la respuesta de los ensambles a la urbanización. Se registró la riqueza y abundancia de cada especie en 41 sitios y se examinó la influencia de la altitud, variables geográficas y número de casas a dos escalas espaciales diferentes sobre los ensambles de peces mediante análisis multivariado (RDA). Para los análisis temporales se utilizaron registros bibliográficos de la región (24 sitios) y se los procesó mediante un análisis SIMPER. Se encontró una disminución significativa en la riqueza de especies en los relevamientos actuales. Los datos de abundancia mostraron una relación con la altitud y las variables geográficas, pero no con el número de casas. El uso de otras métricas indicadoras de la degradación del paisaje actual puede contribuir a determinar potenciales estructuradores de las comunidades acuáticas.

Palabras claves: ENSAMBLES ÍCTICOS – URBANIZACIÓN - SIERRAS CHICAS DE CÓRDOBA

Introducción

Los cambios en los usos del suelo son fuertes impulsores de la degradación de los cursos de agua dulce en todo el mundo. Particularmente la urbanización y su continua expansión, se encuentran entre las principales amenazas (McDonald et al., 2013). Los cambios que implica afectan negativamente la calidad de ríos y arroyos, su hidrología, la morfología de los canales y las comunidades bióticas (Flitcroft et al., 2018). Los estudios contemporáneos de relevamiento de comunidades tras algunas décadas muestran cambios en la estructura de los ensambles de peces, los cuales en muchos casos implican una pérdida de especies nativas (Cervantes-Yoshida et al., 2015). Estos estudios son útiles para revelar la rapidez con que las comunidades bióticas responden a los cambios recientes en la cubierta terrestre y proporcionan información sobre la dinámica de las especies en declive. Por otra parte, los ecosistemas fluviales pueden verse afectados por procesos que tienen

lugar a diferentes escalas espaciales. Las alteraciones en el paisaje tanto a pequeña como a gran escala modifican las comunidades acuáticas, a través de una cascada de complejas interacciones (Dala- Corte et al., 2016).

Las Sierras Chicas de Córdoba han experimentado notables cambios en el uso del suelo desde 1970 (Gavier y Bucher, 2004). El crecimiento urbano en la región ha sido muy marcado debido fundamentalmente al desarrollo de las llamadas “ciudades dormitorio”. Sin embargo, no hay estudios acerca de cómo la alteración del paisaje por el crecimiento urbano está afectando a los ensambles de peces.

En este escenario, el objetivo de este trabajo fue analizar el cambio en la composición de especies ícticas en los últimos 25 años en la región norte de las Sierras Chicas de Córdoba y evaluar la respuesta de los ensambles de peces frente a gradientes de urbanización en dos escalas espaciales diferentes (local-regional).

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la porción norte de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina). Los sitios se distribuyen entre los 500 y 1200 msnm abarcando gradientes representativos de urbanización (número de casas).

Caracterización del ensamble íctico

Los muestreos contemporáneos se llevaron a cabo en 41 puntos durante la estación hidrológica seca 2018 y 2019 con un equipo de pesca eléctrica siguiendo el protocolo de Kauffman et al (1999). Los ensambles se caracterizaron de acuerdo a la riqueza específica y abundancia.

Para el análisis temporal de los ensambles se evaluó el cambio en la riqueza y composición de especies de peces en épocas pasadas en relación a los relevamientos actuales. Esto se realizó en un subconjunto de 24 sitios, para los cuales se contó con registro bibliográfico perteneciente a los años 1984-2007.

Caracterización de los sitios

La determinación del grado de urbanización al que está expuesto cada sitio se realizó en software QGIS. Para ello, se efectuó un recuento del número de casas presentes alrededor del sitio en dos áreas buffer (150 m y 1000 m). Este recuento fue realizado sobre una capa vectorial donde se encuentran mapeados todos los asentamientos urbanos de las Sierras Chicas de Córdoba (cortesía de Juan Pablo Argañaraz).

Además, para caracterizar cada sitio se tuvo en cuenta la localización geográfica (latitud, longitud y altitud).

Análisis estadísticos

Los cambios temporales en las comunidades fueron evaluados en términos de riqueza utilizando el test de Pallmann-Scherer. Luego se aplicó un análisis SIMPER para determinar cuáles eran las especies más asociadas con las diferencias entre el pasado y presente. Para evaluar el efecto de las variables explicativas (altitud, coordenadas geográficas y número de casas en las dos áreas buffer) en los muestreos actuales, se utilizó el análisis de redundancia (RDA) implementado en el paquete Vegan. Todos los análisis fueron realizados utilizando el software R (R Core Team, 2019).

Resultados

Al contrastar los datos de riqueza íctica entre los relevamientos actuales y pasados para la región estudiada, se observa una disminución significativa de la misma en los sitios re-visitados ($p < 0.05$) (Fig. 1). Del análisis se desprende además que, extrapolando los datos a un mayor número de muestras, la tasa de incremento de la

riqueza en el pasado tiende a aumentar mientras que esto no se observa para el presente.

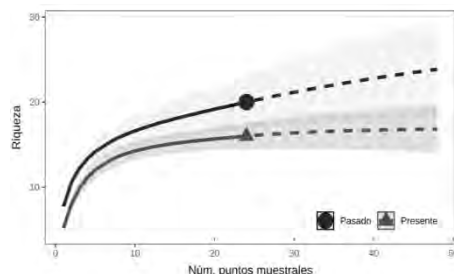


Fig 1. Comparación de riquezas ícticas pasadas (negro) y presentes (gris claro) y su extrapolación considerando mayor número de muestras (línea interrumpida).

En la Tabla 1 se muestran las especies que aportan hasta un 70% de esta diferencia temporal. Las especies que más se vieron afectadas con el paso del tiempo fueron *Pimelodella laticeps*, y *Bryconamericus iheringii* y especies del género *Astyanax*, desapareciendo hasta en un 50% de los sitios revisitados.

Tabla 1: Contribución proporcional de las especies ícticas a la diferencia temporal.

Especies	Contribución	Acumulada
- <i>Pimelodella laticeps</i>	0.048	0.094
- <i>Astyanax sp.</i>	0.046	0.185
- <i>Bryconamericus iheringii</i>	0.045	0.275
- <i>Rhineloricaria catamarcaensis</i>	0.044	0.363
- <i>Trychomicterus sp.</i>	0.040	0.443
- <i>Cheirodon interruptus</i>	0.036	0.515
- <i>Rhamdia quelen</i>	0.034	0.583
- <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0.033	0.649
- <i>Oligosarcus jenynsii</i>	0.030	0.707

En los sitios relevados en la actualidad se recolectaron 3138 ejemplares pertenecientes a 18 especies y 11 familias. Del RDA se desprende que a ambas escalas espaciales consideradas, la altitud y ubicación geográfica de los sitios explican significativamente la variación de las especies ícticas ($p < 0.05$). Entre ellas, *Astyanax* y *Bryconamericus* están presentes en sitios de mayor altitud, mientras que la abundancia de *Trichomycterus* y la especie *Hypostomus cordovae* aumenta con las variables geográficas (latitud y longitud). Este mismo análisis muestra que el patrón de distribución de las especies ícticas en los diferentes sitios no se relaciona significativamente con la variable número de

casas. Sin embargo, en el triplot derivado de este análisis, se observa que la especie más asociada a los sitios urbanos es *Jenynsia lineata*.

Discusión

Estos resultados muestran un empobrecimiento generalizado en los ensambles icticos en la actualidad en relación a monitoreos previos, sugiriendo una pérdida en la calidad de los recursos acuáticos, tal como evidenciaron otros autores para estos ríos (Hued y Bistoni, 2005).

Por otra parte, las principales especies que contribuyeron a la diferencia temporal en la riqueza ictica son consideradas "especies intolerantes" (Hued y Bistoni, 2005).

Estos resultados son importantes para destacar aquellas especies que son prioritarias de preservar debido a su marcado estado de declinación.

Si bien en este trabajo el número de casas no parece tener una significancia sobre la estructuración de los ensambles, los análisis podrían repetirse utilizando otras métricas que reflejen mejor el gradiente de urbanización. Algunos estudios utilizan variables como el porcentaje de cobertura de áreas urbanas, densidad de rutas y caminos pavimentados, densidad de población humana (Fierro et al., 2019).

Por otro lado, en muchos estudios las alteraciones y degradación de las comunidades de peces han estado fuertemente asociadas a otros indicadores de la alteración del paisaje como consecuencia de las actividades antrópicas, como ser el porcentaje de bosque en el área ripariana, la presencia de vegetación exótica, el porcentaje de áreas de cultivo en la región, etc. (Casatti et al., 2015).

Referencias

Casatti L., Teresa F.B., Zeni J.O., Ribeiro M.D., Brejão G.L., Ceneviva-Bastos M. 2015. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental Management*, 55: 1300–1314.

Cervantes-Yoshida K., Leidy R.A., Carlson S.M. 2015. Contemporary Land Change Alters Fish Communities in a San Francisco Bay

Watershed, California, U.S.A. *PLoS ONE* 10(11): e0141707.

Dala-Corte R.B., Giam X., Olden J.D., Becker F.G., Guimarães T. D., Melo A.S. 2016. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology*, 61(11): 1921-1934.

Fierro P., Valdovinos C., Arismendi I., Díaz G., Jara-Flores A., Habit E., Vargas-Chacoff, L. 2019. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile.

Flitcroft R., Little C., Cabrera J., Arismendi I., 2018. Planning ecologically. In: Finlayson M., Arthington A.H., Pittock J. (Eds.), *Freshwater Ecosystems in Protected Areas: Conservation and Management*. Routledge, New York, pp. 190–203.

Gavier G.I., Bucher, E.H. 2004. Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997 (Vol. 101). Córdoba: Academia Nacional de Ciencias.

Hued C.A., Bistoni M.A. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hidrobiología*, 543: 279-298

Kaufmann P.R., Levine P., Robison E.G., Seeliger C., Peck D.V. 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

McDonald R.I., Marcotullio P.J., Güneralp B. 2013. Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. In: Elmqvist T., Fragkias M., Goodness J., Güneralp B., Marcotullio P.J., McDonald R.I., editors. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer, pp. 31–52.

R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.



Asociaciones algales del fitoplancton en una laguna clara con macrófitas de la llanura pampeana (Buenos Aires)

Adrián O. Sánchez¹, M. Fernanda Alvarez¹, Hernán H. Benítez¹ y Lía C. Solari¹

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET – UNLP – CIC) – Boulevard 120, Casco Urbano, B1900 La Plata, Buenos Aires, Argentina.
Email: sanchez.adrian87@hotmail.com

RESUMEN

Algunas lagunas someras de la llanura pampeana se caracterizan por una alternancia entre estados de equilibrio alternativo. La laguna El Triunfo presentó dos regímenes claros, uno con desarrollo de macrófitas flotantes y otro con desarrollo de especies sumergidas durante el verano 2017. Mediante un muestreo mensual del fitoplancton se observó que, la densidad fue similar en ambos regímenes aunque se registraron diferencias en la composición y diversidad así como en los grupos morfo-funcionales (GMF) presentes. Cuando las macrófitas flotantes dominaron, las condiciones de sombreado, alta concentración de nutrientes y aguas quietas favorecieron un ensamble algal conformado por GMF de cianobacterias (S1, L₀ y M). Cuando dominaron las macrófitas sumergidas, el fitoplancton se diversificó con GMF compuestos por especies con mayores requerimientos lumínicos, altas tasas de crecimiento, pequeño tamaño (C, D, X1 y J) y formas flageladas (X2), y hubo un incremento de especies epífitas integrando el meroplancton (MP).

Palabras claves: FITOPLANCTON - GRUPOS MORFO-FUNCIONALES - LAGUNA CLARA CON MACRÓFITAS

Introducción

En las lagunas someras las macrófitas son un componente importante en la determinación de estados alternativos de equilibrio, claros y turbios. Los regímenes claros, pueden ocurrir por dominancia de macrófitas flotantes o sumergidas (Scheffer y van Nes, 2007). Las macrófitas flotantes proliferan en lagunas someras meso-eutróficas debido a altos niveles de nutrientes y causan alteraciones en las características físicas y químicas de la columna de agua que afectan a los demás organismos (Janes et al., 1996; Scheffer y van Nes, 2007). Por otra parte, el desarrollo de macrófitas sumergidas podría afectar a la vegetación flotante (Scheffer et al., 2003) y, de manera directa e indirecta, al fitoplancton (Izaguirre y Vinocur, 1994; Scheffer, 1998). Para poder comprender la selección de los ensambles fitoplanctónicos en estos ambientes, las especies algales se agruparon según sus características estructurales y funcionales en grupos morfo-funcionales (GMF) (Reynolds et al., 2002). El objetivo de este trabajo fue analizar los ensambles algales y los GMF en una laguna con alternancia de regímenes

claros dominados por ambos tipos de macrófitas.

Materiales y Métodos

La laguna El Triunfo se encuentra en la provincia de Buenos Aires (partido de Lezama) en la cuenca del río Salado (35°51'S - 57°52'O) (Fig.1). Se realizó un muestreo mensual del fitoplancton con una bomba centrífuga durante el período estival de 2017. Las muestras se fijaron con Lugol acético al 1% y el análisis cuantitativo se realizó en un microscopio invertido. Se estimó la diversidad específica (H'), la riqueza específica y se clasificaron las especies en GMF según Reynolds et al. (2002) y Padisák et al. (2009). Asimismo, se obtuvieron muestras de agua para el análisis de: fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), nitratos y nitritos (NO₃+NO₂-N), amonio (NH₄⁺-N), y clorofila "a" (APHA, 2012). Fueron medidos *in situ* parámetros físicos y químicos: conductividad, pH, oxígeno disuelto, temperatura y turbidez con un sensor múltiple Horiba U-10; y la radiación fotosintéticamente activa (PAR) mediante un radiómetro Li-cor.

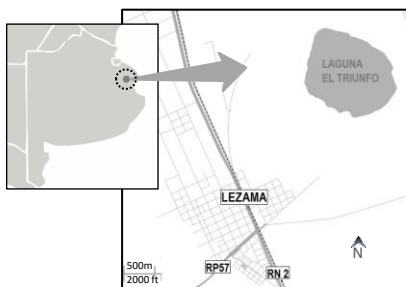


Fig. 1. Mapa con la ubicación del sitio de muestreo (www.openstreetmap.org).

Resultados

La laguna El Triunfo se caracterizó por la presencia de macrófitas durante el período estival 2017. En enero la laguna estuvo cubierta por macrófitas flotantes (*Azolla filiculoides*, *Lemna* sp., *Spirodella* sp., *Wolffia* sp.) con escaso espejo de agua libre y abundante vegetación emergente (*Typha latifolia*). En febrero la vegetación flotante comenzó a declinar y se observó un marcado desarrollo de una macrófita sumergida (*Ceratophyllum demersum*). En marzo la vegetación flotante disminuyó, aumentó la superficie libre del espejo de agua y se mantuvo el desarrollo de *C. demersum*. No se registró anoxia en superficie, el pH se mantuvo alcalino y la turbidez fue baja durante el verano. En marzo la PAR fue mayor y se observó una disminución en la concentración de nutrientes (NH_4^+ y PRS) (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros físicos, químicos, clorofila "a" y concentración de nutrientes registrados en la laguna El Triunfo.

	Enero	Febrero	Marzo
pH	8,9	8,5	8,5
Temperatura(°C)	25,6	24,3	25,5
Oxígeno disuelto(mg.l ⁻¹)	12,2	15,5	7,7
Conductividad (μS cm ⁻¹)	1400	1650	1570
Turbidez (UNT)	15	45	10
PAR (μmol fotones. m ⁻² .s ⁻¹)	65	3	335
Clorofila "a"(mg.m ⁻³)	57,1	28,0	36,1
NO ₃ +NO ₂ (μg.l ⁻¹)	117	128	101
NH ₄ ⁺ (μg.l ⁻¹)	282	519	47
PRS (μg.l ⁻¹)	94	115	7
PT (μg.l ⁻¹)	264	275	142

Se registraron 72 especies en el fitoplancton: Cyanobacteria (22), Chlorophyta (29), Ochrophyta Diatomeas (14), Euglenophyta (3), Cryptophyta (3) y Dinophyta (1). La riqueza específica disminuyó desde enero (33) a febrero (23) y casi se duplicó en marzo (44). Este aumento se debió al aporte de especies de diatomeas (*Gomphonema* spp., *Nitzschia* spp.), clorofitas (*Chlamydomonas* sp., *Monoraphidium circinale*, *Pseudodidymocystis fina*, *Tetrachlorella alternans*) y criptomonadales (*Rhodomonas pusilla*). La diversidad específica (H') se incrementó de enero a marzo: de 2,2 a 3,3. La composición taxonómica del ensamble durante enero y febrero fue similar aunque hubo una disminución en la densidad total. En marzo la densidad total se duplicó, debido principalmente al incremento de clorofitas y diatomeas (Fig. 2). También hubo un incremento en las formas flageladas de clorofitas, criptofitas y euglenofitas (24% de la densidad relativa total) con respecto a enero (1%) y febrero (2%).

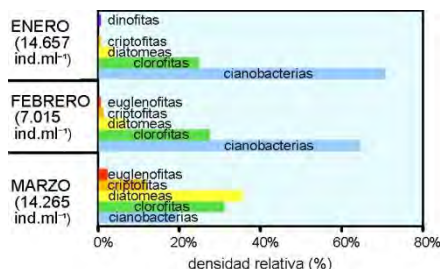


Fig. 2. Densidad relativa de los grupos fitoplanctónicos en la laguna El Triunfo. Entre paréntesis se indica la densidad absoluta total en cada mes.

Se diferenciaron 20 GMF en el fitoplancton, algunos de los cuales presentaron una densidad relativa menor al 5% (N, P, S2, T, Tc, W1, W2, Y, representados como "otros" en la figura) (Fig. 3). En enero y febrero con presencia de macrófitas flotantes fueron importantes S1 (*Pseudanabaena limnetica*), Lo (*Merismopedia minima*), M (*Microcystis firma*) y K (*Chondrocystis dermochroa*) entre las cianobacterias; y, entre las clorofitas: X1 (*Monoraphidium* spp.) y F (*Raphidocelis* spp.). En marzo, con abundante vegetación sumergida fueron más relevantes D (*Nitzschia linearis*), C (*Cyclotella meneghiniana*), J (*Scenedesmus ecornis*, *Crucigenia quadrata*), X1 (*Monoraphidium contortum*), X2 (*R. pusilla*) y MP (*Gomphonema* spp. y *Cocconeis* sp.) (Fig.3).

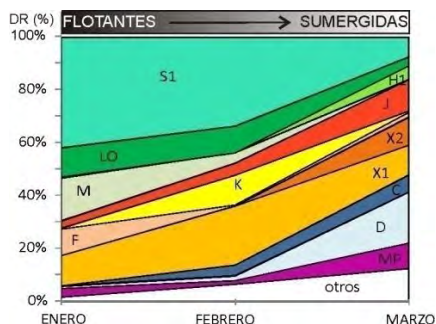


Fig.3. Densidad relativa (DR) de GMF en la laguna El Triunfo con la vegetación dominante (barra en parte superior de la figura).

Discusión y Conclusiones

La laguna El Triunfo está frecuentemente colonizada por macrófitas sumergidas (Allende et al., 2009; Izaguirre et al., 2012), sin embargo, en enero y febrero de 2017 el espejo de agua estuvo cubierto por macrófitas flotantes. La composición y diversidad del fitoplancton fue diferente según el tipo de macrófita dominante. La densidad fue baja en esta laguna en relación a un período anterior (Allende et al., 2009; Izaguirre y Vinocur, 1994). Los GMF estuvieron acorde con las diferencias ambientales de cada uno de los regímenes claros que se sucedieron durante el verano 2017. Los de cianobacterias (S1, LO, M y K) se vieron favorecidos en enero y febrero por la alta concentración de nutrientes y la escasa mezcla así como por su tolerancia al sombreado (O'Farrell et al., 2007; Padisák et al., 2009). A fines de febrero hubo una transición entre ambos regímenes claros. En marzo el ensamble algal fue diferente, siendo más frecuentes los GMF C, D, X1, X2 y J, formas de pequeño tamaño, con altas tasas de crecimiento y característicos de aguas enriquecidas con nutrientes y con mayor luminosidad (Devercelli y O'Farrell, 2013). También el GMF MP con especies desprendidas de la vegetación sumergida. El desarrollo de las macrófitas sumergidas probablemente favoreció el aumento de las formas flageladas (GMF X2, W1, W2, Y), sin embargo, no fueron dominantes como ocurrió en un régimen similar en la laguna El Triunfo en el período 2005-2006 (Izaguirre et al. 2012).

Agradecimientos

A Elena y Carlos por permitirnos el acceso a la laguna y la colaboración. Este trabajo fue subsidiado por el proyecto PICT 2015-0190 otorgado a la Dra. M. F. Alvarez. El alumno

Adrián O. Sánchez realizó este trabajo como Becario (Beca CIN, UNLP).

Referencias

- Allende, L., Tell, G., Zagarese, H., Torremorell, A., Pérez, G., Bustingorry, J., Escaray, R., Izaguirre, I. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid and algal-turbid shallow lakes from the Pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia* 624: 45–60.
- APHA. 2012. *Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters*. 22th ed. APHA/AWWA/WPCF. Washington DC.
- Devercelli, M., O'Farrell, I. 2013. Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 43: 67-78.
- Janes, R. A., Eaton, J. W., Hardwick, K. 1996. The effects of floating mats of *Azolla filiculoides* Lam. and *Lemna minuta* Kunth on the growth of submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 340 (1), 23-26.
- Izaguirre, I., Vinocur, A. 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River Basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia*, 277: 49–62.
- Izaguirre, I., Allende, L., Escaray, R., Bustingorry, J., Pérez, G., Tell, G. 2012. Comparison of morpho functional phytoplankton classification in human impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia*, 698: 203–216.
- O'Farrell, I., de Tezanos Pinto, P., Izaguirre, I. 2007. Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. *Hydrobiologia*, 578: 65–77.
- Padisák, J., Crossetti, L.O., Naselli-Flores, L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1–19.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*, 24(5): 417-428.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London.
- Scheffer, M., Szabo, S., Gragnani A., van Nes, E. H., Rinaldi, S., Kautsky, N., Norberg, J., Roijackers, R.M., Franken, R. J. 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the national academy of sciences*, 100: 4040-4045.
- Scheffer, Marten, Egbert H. van Nes. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584:455–466.



Variación temporal en la estructura de los ensambles de peces en canales de riego de arrozceras santafecinas

Pablo A. Scarabottí^{1,2}, Patricio F. Alvarenga¹, Mirta C. Campana¹ y

Dalmiro Borzone Mas¹

¹ Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL) – Ruta 168 Km 0, Ciudad Universitaria, (3000) Santa Fe, Santa fe, Argentina.

² Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral (UNL) – Ruta 168 Km 0, Ciudad Universitaria, (3000) Santa Fe, Santa Fe, Argentina.
Email: pscarabotti@gmail.com

RESUMEN

Se tomaron muestras de peces en 2 arrozceras de la provincia de Santa Fe, en las inmediaciones de la localidad de San Javier durante 4 períodos a lo largo del ciclo anual del cultivo con el objetivo de conocer la estructura y la dinámica temporal de las comunidades acuáticas presentes en los cultivos de arroz y su relación con las diferentes fases del cultivo. Los canales alojaron una diversa fauna de peces compuesta por 70 especies. La riqueza de especies fluctuó ligeramente a lo largo del ciclo anual, sin mostrar diferencias marcadas entre el período de llenado de los canales en verano y el período de mínimo nivel hidrométrico al fin de la primavera del año siguiente. El análisis de correspondencia (AC) mostró una diferenciación entre las faunas de las 2 arrozceras, pero una dinámica temporal semejante, con trayectorias paralelas de variación en la composición de especies. Este estudio demuestra que la red de ambientes acuáticos que componen el sistema de riego de los arrozales son ecosistemas acuáticos con una alta diversidad de peces y cuyas poblaciones muestran la capacidad de sostenerse a lo largo de todo el ciclo anual del cultivo a pesar de las variaciones en el nivel hídrico y las medidas de manejo aplicadas en estos agroecosistemas.

Palabras claves: COMUNIDADES DE PECES – ARROCERAS – RIO PARANA

Introducción

El Arroz es el principal cultivo a nivel mundial con 80 millones de hectáreas cubiertas por arrozales en 114 países alrededor del mundo. En Argentina el arroz se cultiva fundamentalmente en la región litoral y es producido mediante riego. El agroecosistema del arrozal está compuesto por una extensa red de canales a través de los cuales se conduce el agua por bombeo hasta las zonas de cultivo. Tanto los canales como el área de cultivo constituyen el hábitat de una gran diversidad de vertebrados, principalmente peces, anfibios y aves que cumplen diversas fases de su ciclo de vida en el ecosistema del arrozal (Blanco y de la Balze, 2011). Las comunidades acuáticas del arrozal están expuestas tanto a fuertes cambios hidrológicos (con sitios que se secan completamente y otros que contienen agua durante todo el año) como al impacto de la aplicación de agroquímicos y fertilizantes que pueden afectar fuertemente su estructura y

dinámica. La estructura y dinámica de los ensambles de peces puede ser utilizada como indicador de la calidad ambiental para medir la integridad ambiental del ecosistema del arrozal y determinar las consecuencias de las medidas de manejo en el cultivo.

El objetivo de este estudio fue describir la estructura y dinámica temporal de los ensambles de peces que habitan el arrozal a lo largo de todo un ciclo anual del cultivo en dos arrozceras de la Provincia de Santa Fe.

Materiales y Métodos

El muestreo se realizó en dos arrozceras de la provincia de Santa Fe ubicadas en el departamento San Javier: (A) Arrocera San Roque, ubicada a 20 Km al sur de la localidad de San Javier (Latitud: -30.864°; Longitud: -60.104°) y (B) Arrocera Padoán, ubicada a 25 Km al norte de la localidad de San Javier (Latitud: -30.370°; Longitud: -59.981°). Se realizaron muestreos de peces utilizando baterías de redes agalleras (con aberturas de

malla de 30, 42, 70, 90, 110 y 130 mm entre nudos opuestos), redes de arrastre (de 10 x 1 m con abertura de malla de 5 mm) y copos de mano (3 mm de abertura de malla). El esfuerzo de muestreo fue estandarizado por la longitud de las redes agalleras y por el número de redadas de arrastre y de copo de mano. Los muestreos se realizaron en 4 períodos diferentes, representando distintas fases en el desarrollo del cultivo: **Post-siembra**, 28-29 de noviembre de 2017, luego de la siembra e inmediatamente después de la inundación del cultivo; **Crecimiento**, 26 y 27 de diciembre de 2017 durante la fase de crecimiento vegetativo del cultivo, **Cultivo Maduro**, 14 y 15 de febrero de 2018, previo al drenaje del área de cultivo y **Pre-siembra**, 2 y 3 de octubre de 2018, justo antes del inicio de un nuevo ciclo de cultivo. La riqueza de especies de cada arroceras fue rarefaccionada para estandarizar los valores por el número de individuos entre las muestras. La variación temporal en la estructura del ensamble fue analizada mediante un análisis de correspondencia (CA) que es un método de ordenamiento robusto para analizar variaciones en la composición de especies.

Resultados

Los canales de riego de las dos arroceras registró un total de 70 especies de peces (Tabla 1). La arroceras San Roque registró 61 especies mientras que la arroceras Padoán registró un total de 76 especies. Todas las especies presentes en San Roque estuvieron presentes en Padoán de modo que los dos sitios compartieron 61 de las 76 especies registradas.

Tabla 1. Abundancia numérica de 74 especies de peces registradas en dos arroceras de la provincia de Santa Fe, Acron: Acrónimo utilizado para los nombres de las especies en la figura 2.

Especie	Acron.	Abund.	Especie	Acron.	Abund.
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Apan	6	<i>Loricarichthys melanochelus</i>		3
<i>Apareiodon affinis</i>		1	<i>Loricarichthys platymetopon</i>		3
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Aani	1286	<i>Macropsobrycon uruguayanae</i>	Muru	32
<i>Apistogramma commbrae</i>	Acom	26	<i>Markiana nigripinnis</i>	Mnig	355
<i>Asyanax eigenmannium</i>	Aeig	11	<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Mobs	43
<i>Asyanax erythrinus</i>	Aery	62	<i>Moenkhausia dichroua</i>		3
<i>Asyanax lacustris</i>	Alac	2254	<i>Mylossoma duriventris</i>		1
<i>Asyanax pygmaei</i>		1	<i>Odontostilbe paraguayensis</i>		2
<i>Asyanax rutilus</i>	Arut	468	<i>Odontostilbe pequiri</i>	Opeq	174
<i>Bryconamericus exodon</i>		1	<i>Otocinclus vestitus</i>	Oves	8
<i>Bryconamericus lheringi</i>		1	<i>Pachyrurus bonariensis</i>		2
<i>Bujurquina vittata</i>	Bvit	14	<i>Pimelodella gracilis</i>		1
<i>Bunocephalus doriae</i>		1	<i>Pimelodus albicans</i>		1
<i>Characidium rachovi</i>		1	<i>Pimelodus maculatus</i>		3
<i>Characidium zebra</i>	Czeb	54	<i>Prionobrama paraguayensis</i>		1
<i>Charax senopterous</i>	Cste	187	<i>Prochilodus lineatus</i>	Plin	15
<i>Cheiridodon interruptus</i>	Cint	181	<i>Psellogrammus kenedyi</i>	Pken	178
<i>Cichlasoma dimerus</i>	Cdim	57	<i>Pterogogichthys androssetti</i>		4
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Cdec	34	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Pnat	5
<i>Corydoras hastatus</i>	Chas	11	<i>Rhamdia quelen</i>		1
<i>Crenicichla lepidota</i>	Clep	19	<i>Rineloricaria parva</i>	Rpar	7
<i>Cyphocharax platanus</i>	Cpla	9	<i>Roebooides affinis</i>		4
<i>Cyphocharax spilatus</i>	Cspi	125	<i>Roebooides descabandensis</i>	Rdes	5
<i>Cyphocharax voga</i>	Cvog	6	<i>Salmacina brasiliensis</i>	Sbra	12
<i>Hemiodus ornatus</i>		1	<i>Schizodon borelli</i>		3
<i>Heterochirodon yatai</i>		1	<i>Schizodon platae</i>		3
<i>Hisonotus maculipinnis</i>	Hmac	95	<i>Serrapinnus calliurus</i>	Scal	3360
<i>Hoplias grupo malabaricus</i>	Hgmal	55	<i>Serrapinnus kriegi</i>	Skri	2289
<i>Hoplosternum littorale</i>	Hlit	35	<i>Serrapinnus microdon</i>	Smic	1958
<i>Hypessobrycon anisitsi</i>	Hani	164	<i>Serrasalminus maculatus</i>	Smac	16
<i>Hypessobrycon eques</i>	Hequ	13	<i>Serrasalminus marginatus</i>		3
<i>Hypessobrycon luetkeni</i>		4	<i>Steindachnerina biornata</i>		1
<i>Hypessobrycon wajati</i>	Hwaj	34	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Sbre	5
<i>Hypostomus commersoni</i>		1	<i>Synbranchus marmoratus</i>		4
<i>Iheringichthys labrossus</i>		2	<i>Trachelyopterius lucenai</i>		1
<i>Leptoplosternum pectorale</i>		3	<i>Trachelyopterius striatulus</i>		3
<i>Loricaria similima</i>		3	<i>Triportheus nematurus</i>	Them	24

La riqueza rarefaccionada de especies mostró poca variación temporal entre los períodos relevados y entre las arroceras (Figura 1), a pesar de la gran variación hidrológica y la estacionalidad climática observada en el sector. El ensamble estuvo dominado numéricamente por especies de pequeño porte de la familia Characidae. Tres especies del género *Serrapinnus* (*S. calliurus* (25%), *S. kriegi* (17%) y *S. microdon* (14%)) constituyeron el 56% de la abundancia numérica del ensamble, seguidas por *Astyanax lacustris* (16%), *Aphyocharax anisitsi* (9%), *Astyanax rutilus* (3%) y *Markiana nigripinnis* (2%) (Tabla 1). El análisis de correspondencia (Figura 2) mostró una diferenciación en la composición de especies entre ambas arroceras de acuerdo con la ubicación de los sitios en el diagrama de ordenamiento pero mostraron una dinámica temporal similar en el cambio en la estructura del ensamble a través del tiempo a juzgar por la orientación de las trayectorias de cambio de los scores de los de los sitios a través del tiempo (Figura 2).

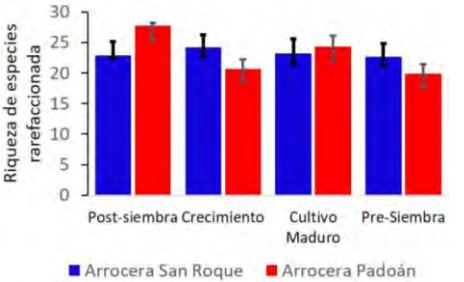


Fig. 1. Variación temporal en la riqueza de especies rarefaccionada a una abundancia estándar de 541 individuos. Las barras de error muestran la desviación estándar de las estimaciones.

Discusión y Conclusiones

Este trabajo demuestra que los canales de riego de las arroceras alojan una diversa fauna lctica que es capaz de perdurar a través de todas las fases de manejo del cultivo y resistir las intensas variaciones hidrológicas que conlleva el manejo del riego del cultivo del arroz. La gran dominancia de pequeños Characiformes observada es coherente con las pequeñas dimensiones de los hábitats acuáticos (1-5 m de ancho y 0,5 a 2 m de profundidad) y con las adaptaciones que poseen estas especies para resistir extremos ambientales a través del tiempo (Scarabotti et al., 2011).

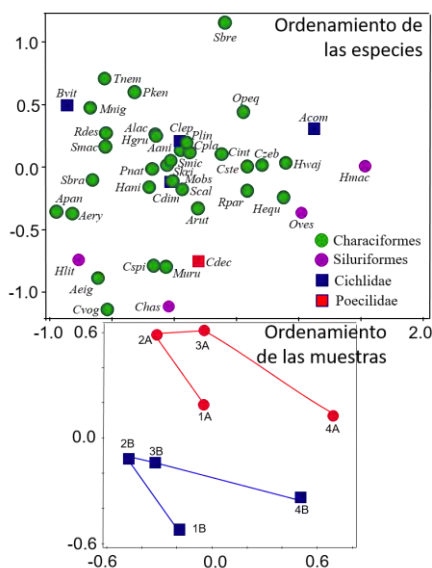


Fig. 2. Resultados del análisis de correspondencia (CA) realizado con la abundancia de las 41 especies de peces más abundantes del ensamble mostrando el ordenamiento de las especies (arriba) y los cambios en la estructura del ensamble a través del ordenamiento de los sitios a través del tiempo (abajo). Los acrónimos de los nombres de las especies figuran en la Tabla 1. Las barras que unen símbolos de igual color indican las trayectorias de variación en la estructura del ensamble a través del tiempo. 1A-4A: Símbolos de las muestras de la Arrocera Padoán a lo largo de los 4 muestreos. 1B-4B: Símbolos de las muestras de la Arrocera Padoán a lo largo de los 4 muestreos.

A pesar de que corresponden a sistemas acuáticos independientes, alejados más de 50 Km entre sí, la composición comunitaria Debido a la elevada diversidad de peces mostró trayectorias paralelas de variación en la estructura del ensamble. Esto indica que si bien las arroceras difieren parcialmente en la composición de especies, comparten las variaciones en las abundancias relativas de muchas especies. Este patrón de variación probablemente esté asociada a las fluctuaciones en las abundancias de las muchas especies en respuesta a la estacionalidad climática y las medidas de manejo del cultivo (ciclos de llenado y vaciado de los canales). Es importante que las medidas de manejo del cultivo de arroz se realicen de manera responsable de manera de minimizar el efecto

sobre los organismos acuáticos que desarrollan sus ciclos de vida dentro del arrozal.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica a través del proyecto PICT 201-0643, convocatoria 2016.

Referencias

- Blanco, D. E. y de la Balze, M. V. 2011. *Conservación de los recursos acuáticos y la biodiversidad en arroceras del noreste de Argentina*. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales. 108p.
- Scarabotti, P. A., López, J. A., Ghirardi, R. y Pouilly, M. 2011. Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 20: 605-618.



Estudio y dinámica anual del zooplancton en cinco lagunas pampeanas de la cuenca del río Salado (Bs. As.)

Sandra P. Starik, M. Fernanda Alvarez, Hernán H. Benítez, Adrián O. Sánchez, Lía C. Solari, Néstor A. Gabellone y M. Cristina Claps

Instituto de Limnología Raúl A. Ringuelet (ILPLA -UNLP - CONICET), Boulevard 120 N° 1460 (CP 1900), La Plata, Buenos Aires, Argentina.
Email: sandrastarik@hotmail.com.ar

RESUMEN

Los ambientes someros dulceacuícolas son sistemas con un rol ecológico importante que proveen numerosos servicios ecosistémicos, pero también son ambientes muy vulnerables frente a acciones antrópicas. A través del estudio anual del zooplancton en cinco lagunas pampeanas de la cuenca del río Salado evaluamos los cambios del ensamble de especies en relación con variables ambientales considerando los estados de equilibrio alternativo. Las lagunas se agruparon en claras y turbias, con La Rosita como transición. Particularmente El Triunfo y Lacombe (claras) compartieron macrófitas y especies de hábitos perifíticos. Cuando los polifenoles aumentaron en El Triunfo, ésta se diferenció mostrando un ensamble de especies asociado más a una vía detritívora (ciliados, protistas y ciertos rotíferos). Las lagunas turbias (El Hinojal y San Jorge) mostraron un ensamble con menor número de protistas y mayor de crustáceos, respondiendo a una vía fotosintética.

Palabras claves: ZOOPLANKTON - CICLO ANUAL - LAGUNAS CLARAS Y TURBIAS

Introducción

Los ambientes someros dulceacuícolas son sistemas con un importante papel ecológico, que suministran numerosos servicios ecosistémicos (ej. provisión de agua, pesca, recreación, etc. - Mäler et al., 2003-). Al estar estrechamente vinculados a sus cuencas son muy vulnerables y por ello sufren cambios en respuesta a las actividades antrópicas que allí se realizan, modificando sus características.

La región Pampeana se caracteriza por tener gran cantidad de ambientes someros. Los asociados al río Salado muestran una heterogeneidad espaciotemporal en sus características físicas, químicas y biológicas determinada, entre otras, por usos del suelo, eventos hidrológicos y la presencia de macrófitas acuáticas (Gabellone et al., 2005; 2013). Aunque estos ambientes están expuestos a múltiples factores generadores de estrés, presentan el mejor estado de integridad ecológica, conservación y biodiversidad en la provincia de Buenos Aires (Gabellone et al., 2013). Sin embargo, en el futuro es probable que se produzcan alteraciones que influyan en la estructura y dinámica del zooplancton llevando a una simplificación de las comunidades y provocando el deterioro de estos ambientes. Por

ello, el objetivo del trabajo fue evaluar los cambios en el ensamble de especies del zooplancton en cinco lagunas pampeanas a lo largo de un ciclo anual, vinculados con condiciones limnológicas de estos ambientes.

Materiales y Métodos

Se realizaron muestreos mensuales durante 2017, en la zona de aguas libres en cinco lagunas de la cuenca del río Salado (Pcia. de Bs. As.): La Rosita (LR, 36°7'S-57°47'O), Lacombe (LC, 35°49'S-57°49'O), El Triunfo (ET, 35°51'S-57°52'O), El Hinojal (EH, 35°46'S-57°48'O) y San Jorge (SJ, 35°40'S-57°47'O). Estas lagunas contrastaron en los estados de equilibrio alternativo (Scheffer et al., 1993). SJ y EH permanecieron como turbias sin macrófitas acuáticas, LR se mantuvo turbia aunque presentó emergentes; mientras que LC y ET fueron lagunas claras con presencia de macrófitas sumergidas y emergentes. En ET también se desarrolló vegetación flotante.

Las muestras de zooplancton fueron obtenidas filtrando 30 litros de agua con una red de 35 µm y preservadas con formol al 4 %. Para el fitoplancton se colectó una muestra de agua que se conservó con Lugol acético al 1%. Además se midieron parámetros ambientales *in situ* con un

sensor múltiple: conductividad (cond.), pH, turbidez y la saturación del oxígeno disuelto en profundidad ($O_2\%$ Sat._{prof.}). Se tomó una muestra de agua para determinar en laboratorio las concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), amonio (NH_4^+), nitratos y nitritos ($NO_3^-+NO_2^-$), polifenoles (polifen.) y clorofila a (clor a) (APHA, 2012). El análisis cuali-cuantitativo del zooplancton se efectuó con microscopio óptico en cámaras de Sedgewick-Rafter y el del fitoplancton en microscopio invertido con la técnica Utermöhl. Se calculó la diversidad específica del zoo y fitoplancton (índice de Shannon). Posibles diferencias entre lagunas y estaciones del año fueron evaluadas con ANOVAs de dos vías. Se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA) para evaluar las diferencias del zooplancton entre las muestras en relación con las variables ambientales. Además, se calculó el índice de estado trófico (TSI, Carlson 1977) en base al PT y la clorofila a.

Resultados

La $O_2\%$ Sat._{prof.} nunca fue limitante en SJ, EH y LR; sin embargo en LC y ET se registró anoxia en profundidad (Tabla 1). La mayor conductividad se midió en LR y la mínima en EH.

Tabla 1. Valores (promedio y desvío estándar) de los parámetros ambientales medidos.

	LR	LC	ET	EH	SJ
$O_2\%$ Sat prof	96,6 (±31,1)	51,1 (±50,5)	7,3 (±3,0)	114,2 (±15,9)	114,0 (±61,2)
Cond. (μs/cm)	2.843 (±956)	2.809 (±374)	1.392 (±195)	579 (±62)	1.724 (±181)
pH	9,12 (±0,63)	9,29 (±0,44)	8,56 (±0,4)	8,91 (±0,6)	8,77 (±0,55)
Turbidez (UNT)	106 (±56)	16 (±15)	15 (±13)	71 (±22)	192 (±61)
Polifen. (mg/l)	0,7 (±0,1)	1,4 (±0,3)	2,7 (±0,6)	1,1 (±0,4)	1,3 (±0,2)
NH_4^+ (μg/l)	83,8 (±116,6)	40,3 (±33)	135,8 (±194)	23,2 (±10,5)	20,3 (±13,2)
$NO_3^-+NO_2^-$ (μg/l)	111,1 (±65,2)	91,1 (±54,1)	104,8 (±50,9)	129,2 (±57)	117,6 (±61,9)
PRS (μg/l)	32,1 (±18,3)	45,4 (±63,1)	38,3 (±47,4)	20,2 (±15,5)	27,6 (±15,2)
Clora (μg/l)	63,4 (±34,1)	18,8 (±9,6)	42,3 (±18,9)	73,2 (±20,5)	294,7 (±88,8)
Fito.Tot. (ind/ml)	23.021 (±16.339)	14.754 (±16.203)	58.415 (±52.517)	61.219 (±61.257)	940.857 (±1.288.536)
TSI (Clora)	70,2 (±4,7)	58,2 (±7,3)	66,5 (±4,7)	72,3 (±7,4)	85,8 (±13,1)
TSI (PT)	84,0 (±6,4)	73,6 (±10,0)	81,0 (±7,2)	80,0 (±7,1)	82,0 (±16,0)

La concentración de polifenoles fue reducida con picos en ET; en tanto que la de clorofila a y la densidad de algas totales fue muy superior en SJ (casi 1 millón ind/ml), debido a una floración permanente de *Raphidiopsis mediterranea*. El valor de ambos TSI mostró que todas las lagunas fueron eutróficas, aunque LC fue meso-eutrófica. El zooplancton estuvo representado por 176 especies, de las cuales 39 fueron protistas, 96 rotíferos, 28 crustáceos y las 13 especies restantes de grupos minoritarios. La riqueza específica del zooplancton mostró interacción entre las estaciones del año y las lagunas ($F_{12,27} = 2,34\ p < 0,05$). ET tuvo la mayor riqueza específica en otoño y presentó la mayor diversidad (datos transformados con raíz cuadrada: $F_{4,27} = 9,57\ p < 0,01$) y equitabilidad ($F_{4,27} = 4,49\ p < 0,01$). Para el fitoplancton, SJ mostró la menor diversidad, equitabilidad y riqueza específica ($F_{4,32} = 14,78; 13,9\ y\ 13,16\ p < 0,01$), en tanto que EH tuvo la mayor riqueza ($F_{4,32} = 13,16\ p < 0,01$).

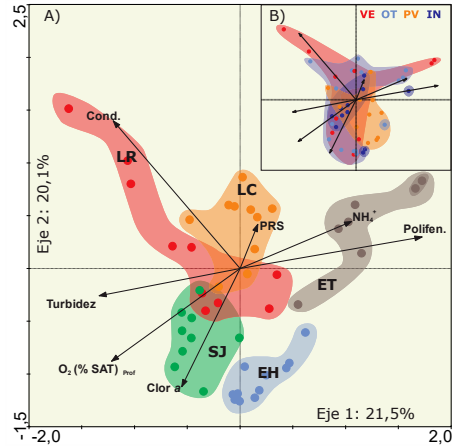


Figura 1. Ordenamiento del CCA. A) por lagunas y B) por estaciones (VE: verano, OT: otoño, PV: primavera e IN: invierno).

El CCA mostró que el ensamble del zooplancton fue diferente entre las lagunas, en relación a ciertas variables ambientales (Fig. 1A). ET se mostró como un grupo compacto caracterizado por elevados niveles de amonio y polifenoles. LR se caracterizó por elevada conductividad; en tanto que el grupo formado por EH y SJ estuvo definido por aguas turbias, elevada concentración de clorofila a y saturaciones de oxígeno en profundidades máximas. LC estuvo relacionada con valores elevados de PRS.

Asimismo, al analizar los ensambles en relación con las estaciones del año, no se observaron grupos claros, encontrándose nubes de puntos superpuestas (Fig. 1B).

Discusión

Los resultados mostraron que el ensamble del zooplancton fue diferente entre las lagunas estudiadas. La mayor riqueza, diversidad y equitabilidad del zooplancton fue encontrada en ET, en concordancia con la mayor colonización de las macrófitas acuáticas.

Numerosos estudios mostraron que la diversificación del hábitat generada por las macrófitas proporciona múltiples nichos y un gradiente ambiental que son aprovechados por los organismos (van Onsem et al., 2010; Kuczynska-Kippen y Joniak, 2016). Sin embargo, el estado trófico, el tipo de macrófita y su arquitectura influyen en la diversidad de los grupos zooplanctontes (Kuczynska-Kippen y Joniak, 2016). Esto apoya los resultados encontrados y concuerda con Gabellone et al., (2000). ET a pesar de ser una laguna eutrófica, con macrófitas emergentes, sumergidas y flotantes mostró uno de los valores más altos de riqueza específica del fito y zooplancton. El ensamble del zooplancton estuvo caracterizado por amebas testáceas, ciliados y rotíferos de hábitos perifíticos. Por otra parte, los crustáceos fueron los menos representados en esta laguna siendo más abundantes en lagunas turbias como SJ y EH. Estos datos, están en concordancia con lo observado por otros autores (Nagengast y Kuczynska-Kippen, 2015; Kuczynska-Kippen y Joniak, 2016) que mencionan que en lagunas eutróficas o hipereutróficas con predominio de vegetación sumergida se encuentra la mayor diversidad de rotíferos, aunque disminuye la de cladóceros y copépodos.

Por otro lado, la menor diversidad y riqueza fitoplanctónica se encontró en SJ, aunque la concentración de clorofila fue máxima. Esto estuvo dado por la floración de *R. mediterranea*. Esta laguna y EH permanecieron turbias y el zooplancton estuvo representado por cladóceros y copépodos mostrando que los determinantes en el ordenamiento fueron la turbidez y la presencia de zonas de aguas libres sin macrófitas, más que el estado trófico (van Onsem et al., 2010; Kuczynska-Kippen y Joniak, 2016).

El zooplancton de las lagunas LC y ET fue más parecido cuando los polifenoles fueron menos abundantes, compartiendo especies de hábitos perifíticos.

Estudios recientes de una laguna pampeana muestran que el aumento de los polifenoles

conducen hacia una vía trófica detritívora por sobre la fotosintética, con un reemplazo de grupos: los grandes pastoreadores disminuyen mientras que los bacteriófagos aumentan (datos no publicados); esto fue observado en ET, con el predominio de protistas por sobre crustáceos.

Agradecimientos

Agradecemos a los propietarios y encargados de los campos por su colaboración. Al Municipio y Patrulla Rural de Lezama y a los subsidios PICT 2012-0228 y 2015-0190.

Referencias

- APHA. 2012. Standard methods for analysis of water and wastewater. 19 Ed. American Public Health Association, Washington D.C.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22 (2): 361-369.
- Gabellone, N.A., Claps, M.C., Solari, L.C. y Neschuk, N.C. 2005. Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75: 455-477.
- Gabellone, N.A., Solari, L.C., Casco, M.A. y Claps, M.C. 2013. Conservación del plancton y protección de las cuencas hídricas. El caso de la Cuenca Inferior del Río Salado, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Especial de Aguas*, 1: 100-119.
- Gabellone, N., Solari, L., Claps, M.C., Mac Donagh, M., Ardohain, M., Benítez, H. y Ruiz, G. 2000. Estado trófico de la laguna de San Miguel del Monte (Pdo. San Miguel del Monte, Buenos Aires). *Diversidad y Ambiente*, 1: 29-35.
- Kuczynska-Kippen, N. y Joniak, T. 2016. Zooplankton diversity and macrophyte biometry in shallow water bodies of various trophic state. *Hydrobiologia*, 774(1): 39-51.
- Mäler, K., Xepapadeas, A. y De Zeeuw, A. 2003. The Economics of Shallow Lakes. *Environmental and Resource Economics*, 26: 603-624.
- Nagengast, B. y Kuczynska-Kippen, N. 2015. Macrophyte biometric features as an indicator of the trophic status of small water bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(1): 38-50.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M-L., Moss, B. y Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in Shallow Lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8: 275-279.
- van Onsem, S., de Backer, S. and Triest, L. 2010. Microhabitat-zooplankton relationship in extensive macrophyte vegetations of eutrophic clear-water ponds. *Hydrobiologia*, 656(1): 67-81.

Las lagunas del sur de Córdoba (Argentina): caracterización limnológica y del zooplancton de La Francesca

Alicia Vignatti¹, Santiago Echaniz¹, Gabriela Cabrera¹, Miguel Mancini²
y Víctor Salinas²

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Avenida Uruguay 151, (6300), Santa Rosa, La Pampa.

² Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nacional 36, Km 601, (5800), Río Cuarto, Córdoba.

Email: alicivignatti@exactas.unlpam.edu.ar

RESUMEN

Los lagos someros del sur de Córdoba han recibido menos atención que los embalses serranos, por lo que el objetivo fue conocer características limnológicas, del zooplancton y de la ictiofauna de la laguna La Francesca (33°18'S, 63°56'O). Se tomaron muestras en noviembre (2016), marzo y diciembre (2017). La conductividad fue 1,63 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 0,15$). La transparencia varió desde cerca de 40 cm (marzo y noviembre) hasta casi 1 m (diciembre). En el zooplancton se registró alta riqueza específica y la asociación fue la típica de lagos de baja salinidad del centro del país. La menor riqueza se observó en noviembre, cuando dominaron los cladóceros (4 especies), que fueron los más abundantes (226 ind/L) y la mayor en marzo, cuando predominaron los rotíferos (14 *taxa*). Aunque se registró *Daphnia spinulata*, su influencia sobre la transparencia del agua fue reducida. Entre los peces, sólo se registró el orillero (*Jenynsia multidentata*) en diciembre de 2017.

Palabras claves: LAGUNAS PAMPEANAS – CÓRDOBA - ZOOPLANCTON.

Introducción

En Córdoba ha recibido más atención la limnología de los embalses serranos que la de los numerosos lagos someros que existen en el sur provincial. Algunas de estas lagunas, de origen y salinidad muy diferente (Cantero et al., 1988), están en establecimientos privados mientras otras se explotan económicamente, en especial para realizar pesca recreativa.

Dada la relativa falta de información sobre estos ecosistemas acuáticos, el objetivo de este trabajo fue conocer los parámetros limnológicos, la composición y densidad del zooplancton y la ictiofauna de La Francesca, una laguna localizada en el sur de Córdoba.

Material y Métodos

Área de estudio

La Francesca (33°18'S, 63°56'O) es una laguna ubicada en una zona agroganadera al este del departamento Río Cuarto (Fig. 1). Su alimentación se debe a ingresos de agua de precipitaciones y aportes freáticos. Su superficie es variable, relacionada con las precipitaciones y en la época de los muestreos fue de

aproximadamente 10 ha. En ese período la profundidad máxima fue cercana a 1,43 m.

Posee un cinturón de juncos (*Schoenoplectus californicus*) y manchones de gramíllon de agua (*Stuckenia* sp.) y, en menor medida, de *Myriophyllum* sp.

La avifauna presenta una elevada riqueza que incluye el macá plateado (*Podiceps occipitalis*), macá común (*Rollandia rolland*), cisnes de cuello negro (*Cygnus melanocoryphus*) y gallaretas del género *Fulica*, entre otros.



Fig. 1. Ubicación geográfica de la laguna La Francesca.

Trabajo de campo y laboratorio

Se tomaron muestras de agua y de zooplancton en tres ocasiones: noviembre de 2016, marzo y

diciembre de 2017. En cinco sitios a lo largo del eje mayor de la laguna se determinó la temperatura del agua, el pH, la concentración de oxígeno disuelto, la transparencia del agua y la profundidad. Se tomaron muestras de zooplankton con redes de 47 µm de poro. La densidad del macro-zooplankton (cladóceros y copépodos -excepto nauplios-) se determinó mediante conteos en cámaras de Bogorov y el microzooplankton (rotíferos y nauplios) en cámaras de Sedgwick-Rafter bajo microscopio estereoscópico y óptico convencional respectivamente. La densidad del zooplankton se expresó en ind/L. Los relevamientos de la ictiofauna se efectuaron con redes de arrastre y trasmallo. Para determinar diferencias entre los sitios se realizó el análisis no paramétrico de Kruskal- Wallis.

Resultados

Debido a que no se encontraron diferencias ($p < 0,05$) en los parámetros determinados en los cinco sitios, se usaron valores medios. La conductividad media del agua a lo largo del estudio fue reducida ($1,63 \text{ mS/cm} \pm 0,15$) y el pH relativamente elevado ($9,63 \pm 0,25$). La concentración media de oxígeno fue de $10,33 \text{ mg/L} (\pm 0,75)$ y estos tres parámetros fueron relativamente similares en las tres ocasiones de muestreo (Tabla 1). Contrariamente, la transparencia del agua fue diferente, en marzo y noviembre fue menor a 40 cm mientras que en diciembre alcanzó casi 1 m.

Tabla 1. Parámetros limnológicos determinados en la laguna La Francesca.

	nov. 2016	mar. 2017	dic. 2017
Conductividad (mS/cm)	$1,5 \pm 0,01$	$1,8 \pm 0,01$	$1,6 \pm 0,05$
Temperatura agua (°C)	$22,7 \pm 0,3$	$27 \pm 0,38$	$21,9 \pm 0,6$
pH	$9,4 \pm 0,1$	$9,6 \pm 0,05$	$9,9 \pm 0,11$
Transparencia (cm)	$36 \pm 3,1$	$38 \pm 0,7$	$97 \pm 3,3$
Oxígeno disuelto (mg/L)	$11,1 \pm 0,7$	$10,3 \pm 1,28$	$9,6 \pm 1,4$

En el zooplankton se registraron 26 *taxa*: 5 cladóceros, 4 copépodos (un calanoideo y tres ciclopoideos) y 17 rotíferos (Tabla 2).

La menor riqueza se registró en noviembre (9 *taxa*), cuando dominaron los cladóceros y la mayor cantidad de especies se encontró en marzo (19), cuando predominaron los rotíferos (14 *taxa*) (Fig. 2), particularmente especies pertenecientes al género *Lecane*. En ese momento, se hallaron 8 rotíferos que no se registraron en los otros muestreos (Tabla 2).

Entre los cladóceros y copépodos, *Alona* sp. y *Boeckella gracilis* respectivamente, se registraron en las tres ocasiones de muestreo.

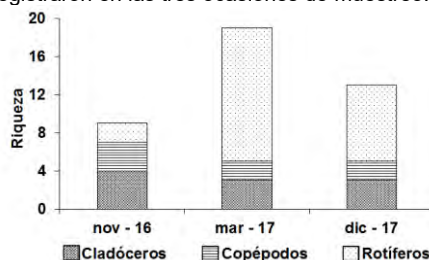


Fig. 2. Variación de la riqueza por grupo taxonómico en la laguna La Francesca.

Tabla 2. *Taxa* registrados en el zooplankton de La Francesca.

	nov. 2016	mar. 2017	dic. 2017
Cladóceros			
<i>Daphnia spinulata</i> Birabén, 1917		x	x
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1895		x	x
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874		x	x
<i>Alona</i> sp.		x	x
<i>Macrothrix</i> sp.			x
Riqueza de cladóceros	4	3	3
Copépodos			
<i>Boeckella gracilis</i> (Daday, 1902)		x	x
<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)		x	
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)		x	
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)			x
Riqueza de copépodos	3	2	2
Rotíferos			
<i>Brachionus havanaensis</i> Rousslelet, 1913			x
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851			x
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894		x	x
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783			x
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)			x
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)			x
<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)			x
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)			x
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)			x
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)			x
<i>Lepadella patella</i> (O. F. Muller, 1773)			x
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)			x
<i>Colurella</i> sp.			x
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)			x
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)		x	x
<i>Polyarthra</i> sp.			x
<i>Mytilina mucronata</i> (O. F. Müller, 1773)			x
Riqueza de rotíferos	2	14	8
Riqueza total	9	19	13

El zooplankton estuvo dominado por los crustáceos. En noviembre de 2016 fueron más abundantes los cladóceros (Fig. 3), entre los que *Ceriodaphnia dubia* fue la especie más

abundante (163 ind/L) seguida por *Daphnia spinulata* (58 ind/L). Entre los copépodos, los nauplios representaron casi la mitad de la densidad del grupo (152 ind/L) mientras que entre los adultos y copepoditos, los de *B. gracilis* (67 ind/L) fueron los más numerosos. En marzo de 2017 se alcanzó la mayor densidad, superior a 1000 ind/L, cuando dominaron los copépodos y los nauplios representaron 77% del total del grupo (Fig. 3), pero entre los adultos y copepoditos, *Metacyclops mendocinus* fue más abundante (128 ind/L). En diciembre de 2017 la densidad total fue menor (175 ind/L). Los rotíferos sólo alcanzaron una densidad elevada, superior a 370 ind/L (Fig. 3) en marzo de 2017, cuando las especies que alcanzaron mayores abundancias fueron *Brachionus angularis* y *B. havanaensis* (229 y 78 ind/L). En la ictiofauna se registró el orillero (*Jenynsia multidentata*) solo en el último muestreo.

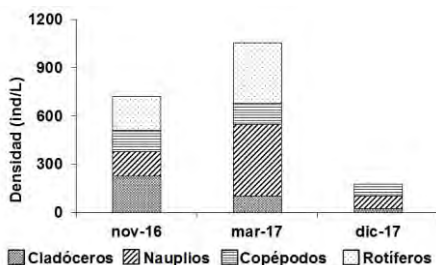


Fig. 3. Variación de la densidad por grupo taxonómico en La Francesca (*los copépodos incluyen los adultos y estadios de copepodito).

Discusión

La Francesca es un ambiente poco impactado antrópicamente a pesar de estar en un paisaje agrícola, quizás porque mantiene un amplio cinturón de vegetación litoral. La conductividad del agua fue reducida y estable a lo largo del estudio, al igual que el pH y la concentración de oxígeno disuelto. En cambio, la transparencia varió ampliamente, en diciembre de 2017 fue más del doble que en las ocasiones anteriores y no permitió encuadrar a la laguna en las categorías de turbia o clara. El zooplankton mostró una riqueza relativamente alta, lo cual es típico de ambientes de baja salinidad. La asociación de especies que se encontró también fue la típica de los ecosistemas acuáticos de baja salinidad del centro del país, registrado en lagos someros de las provincias

de Córdoba (Mancini et al., 2016), San Luis (Cabrera et al., 2013) y La Pampa (Echaniz & Vignatti, 2017).

El dominio del macrozooplankton que se registró en La Francesca puede deberse a la ausencia de peces (a excepción del último muestreo). Es conocido que, la depredación por peces sobre las especies de mayor tamaño, hace que, en particular los cladóceros de mayor talla, como *Daphnia spinulata*, disminuyan su densidad o desaparezcan (Quirós et al., 2002). A pesar de haberse indicado la importancia de especies de este género en la determinación de la transparencia del agua, dado su tamaño relativamente grande y alta tasa de filtración, *D. spinulata* no parece haber tenido influencia en La Francesca. Su densidad fue más elevada (cerca a 60 ind/L) cuando la transparencia apenas rondó 36 cm y mucho menor (apenas 5 ind/L) en diciembre de 2017, cuando la misma fue cerca a 100 cm. En este último muestreo, la mayor transparencia puede asociarse al aumento de *Stuckenia* sp. que triplicó su porcentaje de cobertura.

Agradecimientos

A Pedro Chavero, Alejandro Lanza, Juan Marzuoli y Lorenzo Regis.

Referencias

- Cantero A., M. Cantú, J. Cisneros, J. Cantero, M. Blarasin, A. Degioanni, J. Gonzalez, J. De Prada, H. Gil, C. Pereira, M. Geymonat y M. Cholaky. 1998. Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable. Ed. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina. 119 pp.
- Cabrera, G., A. Vignatti, V. Salinas, S. Echaniz and M. Mancini. 2013. Zooplankton Ecology of Six "Mercedinas" Lakes (San Luis, Argentina). *Research in Zoology* 3(3): 67-74.
- Echaniz, S. and Vignatti, A. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 53: 345-360.
- Quirós R., J. Rosso, A. Renella, A. Sosnovsky y M. Boveri, 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interiencia*, 27(11): 584-591.
- Mancini, M., V. Salinas, F. Biolé, A. Vignatti, G. Morra y S. Echaniz. 2016. Limnología e ictiofauna de la laguna José María (Córdoba, Argentina), con especial referencia al pejerrey (*Odontesthes bonariensis* - Valenciennes, 1835). *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 4(3): 70-82.



Caracterización de bañados de desborde fluvial a partir de inventarios florísticos

Christian A. Zanotti y Nora Gómez

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET – UNLP – CIC) – Boulevard 120, Casco Urbano, B1900 La Plata, Buenos Aires, Argentina.
Email: nora@ilpla.edu.ar

RESUMEN

Los bañados de desborde fluvial de la llanura pampeana se hallan permanentemente expuestos a una alta presión antrópica. La vegetación diagnóstica encontrada en estos ecosistemas es de vital importancia para caracterizarlos debido a que realizan importantes funciones ecológicas. Se analizó la flora de cuatro bañados de desborde fluvial de la llanura pampeana expuestos a distintos usos del suelo a partir de relevamientos florísticos, registrándose un total de 69 especies de plantas vasculares, de las cuales, se analizaron el origen fitogeográfico, las formas de vida y la tolerancia a la inundación de cada una de las especies. El análisis de los inventarios arrojó como resultado que el porcentaje de especies introducidas sumado al predominio de especies hemiepipítfitas muestran que los sitios estudiados se hallan entre poco y moderadamente intervenidos.

Palabras clave: FLORA – HUMEDALES - PLANTAS VASCULARES

Introducción

Los humedales son ecosistemas que destacan por su gran productividad y biodiversidad. En este sentido, los bañados, se presentan como componentes dinámicos de los ecosistemas, ya que modulan el flujo del agua y de los nutrientes, proporcionando soporte para los hábitats naturales (Holland et al., 1991).

La vegetación asociada a estos ecosistemas es crucial para la identificación de estos ambientes, ya que las especies que habitan en ellos presentan una gran diversidad de características adaptativas morfo-fisiológicas para tolerar la inundación (Cowardin et al., 1979; Cowardin y Golet, 1995; Keddy, 2010). Además, desempeña un importante papel ecológico sirviendo como fuente de alimento y lugar de refugio para diversas especies de animales y también, participan en el control de la contaminación y de la eutrofización (Cabrera y Fabris, 1948; Cook, 1996).

En la llanura pampeana, la alteración de estos ecosistemas, fomentado por la actividad agrícola-ganadera y la urbanización, han llevado al deterioro de los mismos, disminuyendo la capacidad de ofrecer múltiples servicios ecosistémicos a la comunidad. Por esta razón, es importante realizar estudios florísticos para dar a conocer los recursos existentes en estas comunidades impactadas, con la finalidad de

poder ser utilizados por especialistas para la realización de planes de manejo, conservación y rehabilitación de estos ambientes.

El objetivo de este trabajo es analizar la riqueza florística, formas de vida, origen fitogeográfico y la tolerancia a la inundación de las plantas vasculares que habitan en cuatro bañados de desborde fluvial de la llanura pampeana expuestos a distintos usos del suelo.

Materiales y métodos

Se recolectaron al azar ejemplares de plantas vasculares en bañados de desborde fluvial, a través de 15 transectas transversales al cuerpo de agua, que abarcaron la zona fluvial, la ribera y la zona de transición con el ecosistema terrestre de cuatro bañados de desborde fluvial, localizados en la llanura pampeana (NE de la Provincia de Buenos Aires). Dos de los bañados estudiados se encuentran localizados a 7 km y 3 km de las cabeceras de los arroyos Carnaval y Del Gato respectivamente; ambos están ubicados en una área suburbana con actividad agrícola y situados en la periferia de la ciudad de La Plata. Los otros dos, se encuentran ubicados a 9 y 11 km de las cabeceras de los arroyos Chubichamini y Cajaravilla, respectivamente y localizados en una zona rural (Fig. 1). Se realizó una colecta en cada uno de los sitios durante diciembre de 2018 y enero de

2019. Los ejemplares se identificaron a partir de floras regionales (Cabrera y Zardini, 1993) con la debida actualización taxonómica de la página Flora Argentina (2019). La información utilizada en cuanto al origen fitogeográfico y tolerancia a la inundación, se extrajeron a partir de las descripciones botánicas de cada una de las especies. Para la caracterización de la tolerancia a la inundación, se utilizaron las categorías definidas por Tiner (2017) y para la caracterización de las formas de vida se recurrió a Ellenberg y Mueller-Dombois (1966). La determinación del grado de intervención antrópica se obtuvo de la propuesta establecida por Hauenstein et al. (1988), quien considera que el origen fitogeográfico junto con las formas de vida son útiles para medir la perturbación de un área, es decir, la relación entre las especies nativas y las introducidas y la abundancia de hemcriptófitos como forma de vida.



Fig. 1. Mapa de los cuatro bañados de desborde fluvial estudiados.

Resultados y discusión

Se identificaron un total de 69 especies en los cuatro bañados estudiados. Los relevamientos florísticos mostraron un porcentaje de especies introducidas mayor al 13% en los cuatro sitios de muestreo (Fig. 2). No obstante, este

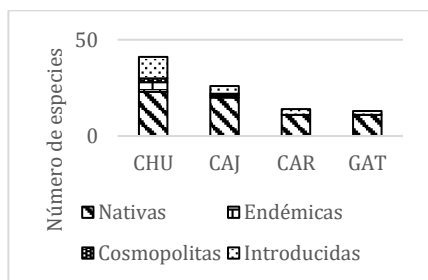


Fig. 2. Origen fitogeográfico. CHU: bañado Chubichamini; CAJ: bañado Cajaravillas; CAR: bañado Carnaval; GAT: bañado Del Gato.

porcentaje, no supera el 31%, con lo cual, los sitios se encuentran entre "poco y moderadamente intervenidos", según la propuesta de Hauenstein et al. (1988). Además, es importante resaltar, que tanto en el bañado Chubichamini como en el Cajaravilla existe un bajo porcentaje, entre 12% y 4%, respectivamente, de especies endémicas de la flora del Cono Sur. Por último, la mayor proporción de especies sea cual fuera el sitio de estudio, se encuentra dominado por especies nativas

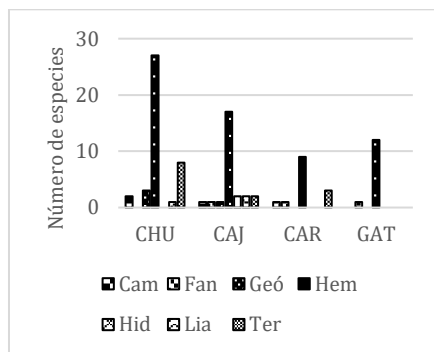


Fig. 3. Formas de vida. Cam: caméfito; Fan: fanerófito; Geó: géofita; Hem: hemcriptófito; Hid: hidrófito; Lia: liana; Ter: terófito.

En relación a la forma de vida, si bien los cuatro sitios muestran una clara predominancia en el número de especies hemcriptófitas (Fig. 3), esta se acentúa en los bañados Chubichamini y Cajaravilla, expuestos a la actividad ganadera extensiva, debido a que estas especies se encuentran habitualmente representadas por malezas adaptadas a soportar el pisoteo y ramoneo del ganado (Hauenstein et al., 2002).

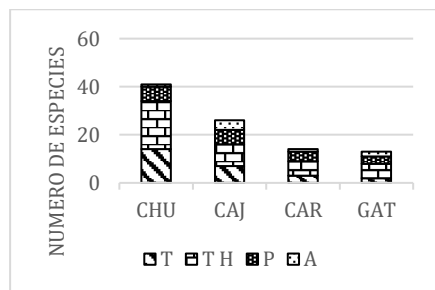


Fig. 4. Tolerancia a la inundación. OBL: especies obligadas; FACH: especies facultativas de humedales; FAC: especies facultativas; FACT: especies facultativas terrestres. T: especies terrestres

En cuanto a la tolerancia a la inundación (Fig.4), en los cuatro sitios analizados se encontró una mayor proporción de plantas vasculares facultativas, es decir, especies que pueden tolerar pulsos de inundación periódicas y que también se pueden encontrar en zonas de no saturación. Este hecho, se manifiesta particularmente en los bañados que conservan aún la vinculación con el agua subterránea como es el caso del Chubichamini y Cajarabillas.

Conclusión

La gran proporción de especies nativas encontradas en los cuatro bañados y la baja, pero importante, proporción de especies endémicas, al menos en dos de los cuatro sitios estudiados, sugieren que estos bañados actúan como reservorios de especies de la flora nativa y endémica, que encuentran allí lugar de vida y refugio. Por otro lado, el porcentaje de especies introducidas junto con el predominio de hemiepitófitos es una muestra de la presión antrópica a que se hallan sometidos estos humedales. En relación a la tolerancia a la inundación, cabe resaltar, que las especies facultativas junto con las especies obligadas, podrían ser utilizadas como potenciales indicadores de humedales en futuros estudios. El valor diagnóstico de la flora de estos ambientes, requiere profundizar los estudios tendientes a desarrollar herramientas para el monitoreo y evaluación de estos humedales.

Referencias

Cabrera, A.L. y Fabris, H.A. 1948. *Plantas acuáticas de la Provincia de Buenos Aires*. Publicaciones Técnicas. Dirección Agropecuaria. Ministerio de Hacienda, Economía y Previsión, Buenos Aires.

Cabrera, A.L. y Zardini, E.M. 1993. *Manual de la Flora de los alrededores de Buenos Aires*. Editorial ACME, Buenos Aires.

Cook, C.D.K. 1996. *Aquatic plant book*. Editorial SBP Academic Publishing, The Hague.

Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C. y LaRoe, E.T. 1979. *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the US*. U.S. Editorial Fish and Wildlife Service, Estados Unidos.

Cowardin, L.M. y Golet, F.C. 1995. US Fish and Wildlife Service 1979 wetland classification: a review. *Vegetatio* 118(1-2):139-152.

Flora Argentina (2019). Consulta online: <http://www.floraargentina.edu.ar/>. Consultado en Enero-Febrero 2019.

Ellenberg, H. y D. Mueller-Dombois. 1966. A key to Raunkiaer plant life forms with revised

subdivisions. *Ber. Geobot. Inst. Eidg. Tech. Hochsch. Stift. Rübel Zür* 37: 56-73.

Holland, M. M., Risser, P. G. y Naiman, R. J. 1991. *Ecotones: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environment*. Editorial Chapman & Hall, New York.

Hauenstein, E., Ramírez, C., Latsague, M. y Contreras, D. 1988. Origen fitogeográfico y espectro biológico como medida del grado de intervención antrópica en comunidades vegetales. *Medio Ambiente* 9: 140-142.

Hauenstein, E., Gonzáles, M., Peña-Cortés, F. y Muñoz-Pederos, A. 2002. Clasificación y caracterización de los humedales de la costa de Tolten (IX Region, Chile). *Gayana, Bot.* 59(2): 87-100.

Keddy, P.A. 2010. *Wetland ecology: principles and conservation*, 2 ed. Editorial Cambridge University Press, Cambridge.

Tiner, R.W. 2017. *Wetland Indicators. A Guide to Wetland Formation, Identification, Delineation, Classification, and Mapping*, 2 ed. CRC Press. Boca Raton, Florida.

Ocurrencia de cianobacterias en una laguna pampeana y su relación con los eventos hidro-meteorológicos

Josefina Zunino^{1,2}; Vanina S. Aliaga^{1,2}; Vanesa Y. Bohn^{1,3} y M. Cintia Piccolo^{1,2,3}

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina.

² Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET-UNS), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

³ Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

Email: jzunino@iado-conicet.gov.ar

RESUMEN

Las condiciones meteorológicas y las características fisicoquímicas que determinaron un evento de proliferación de cianobacterias *Microcystis aeruginosa* fueron evaluadas durante los meses de febrero y abril 2016 en la laguna de Puan (provincia de Buenos Aires). La transición de un período seco hacia uno húmedo se observó en los cambios en la conductividad eléctrica, el nivel de agua lagunar y su transparencia. Estos parámetros presentaron un lapso de tiempo de respuesta a las variables hidro-meteorológicas de 5 meses, que fueron corroborados a partir del análisis del índice climático SPEI (Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración). La ocurrencia de cianobacterias no presentó una respuesta significativa a las variables hidro-meteorológicas mientras que estuvo asociada al incremento del fósforo en el período de tiempo estudiado. Durante el mes de diciembre de 2015 se registraron 2,7 mg L⁻¹, el máximo valor del período de estudio.

Palabras clave: CIANOBACTERIAS – FOSFORO - ÍNDICE ESTANDARIZADO DE PRECIPITACIÓN Y EVAPOTRANSPIRACIÓN (SPEI).

Introducción

La ocurrencia de eventos masivos de cianobacterias en lagos y lagunas es un problema creciente en todo el mundo (Havens, 2008). La proliferación de estos organismos tiende a perturbar la calidad del ecosistema, generando un impacto en el turismo recreativo del lugar. El aumento en la intensidad luminosa, temperaturas elevadas del agua, estratificación térmica y una alta carga de nutrientes, son factores comúnmente reconocidos como favorecedores de la proliferación de cianobacterias (e.g. Dolman et al., 2012; Kosten et al., 2012). Sin embargo, su ocurrencia suele ser el resultado de la combinación azarosa de numerosos factores (Liu et al., 2011). Por lo tanto, es importante tener en cuenta la contribución de todos estos procesos durante diferentes eventos meteorológicos y en cada ambiente en particular. En este sentido, el objetivo de este trabajo fue establecer las condiciones que generan un ambiente propicio para el desarrollo de cianobacterias en la laguna de Puan, sobre la base del análisis conjunto de datos limnológicos y meteorológicos.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

La laguna de Puan (37°33'S-62°47'O) está localizada al sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Fig. 1). El Arroyo Pichincay es su único afluente y se origina a 8 km al sudeste sobre la base de los afloramientos del Sistema de Ventania. La extensión del arroyo y su caudal dependen directamente de las precipitaciones y la descarga que aportan las sierras. Desde el punto de vista geomorfológico, se destaca la presencia de una isla en el interior de la laguna cuyo origen se ha vinculado al Sistema de Ventania (Zunino et al., 2018).

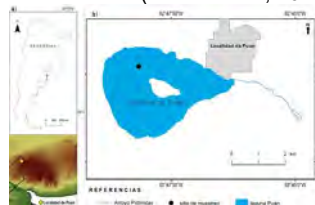


Fig. 1. a) Localización relativa de la zona de estudio. b) Ubicación del sitio de muestreo en la laguna de Puan (basado en la imagen satelital de alta resolución Google Earth).

Análisis de datos

Se tomaron muestras de agua durante los meses de abril 2014 a junio 2016, con frecuencia mensual, a fin de determinar: concentración de clorofila *a* y sestón (de acuerdo a la metodología de APHA, 2005). Se realizaron mediciones *in situ* de los parámetros físicoquímicos del agua: de transparencia (Disco de Secchi, DS), temperatura, conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto y pH (mediante un multisensor Horiba-U10). Para la determinación de la concentración de nutrientes en el agua, esta fue previamente filtrada con filtros Whatman GF/F. La determinación de la concentración de fósforo total (TP), fósforo total soluble (Psol), Nitrógeno orgánico (Norg) y nitrógeno total soluble (Nsol) se realizó según la metodología de APHA (1998). Las fracciones de fósforo particulado (Ppart) y nitrógeno particulado (Npart) fueron obtenidas por diferencia entre la concentración total y soluble. Para las muestras de plancton se utilizó una red (tamaño de poro 17 μm) y muestras subsuperficiales recolectadas en botella de 200 ml. El análisis cuantitativo del fitoplancton se realizó siguiendo el método de Utermohl (1958). Para el estudio de las variables climáticas, se aplicó el Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI, Vicente-Serrano et al., 2010). El SPEI utiliza la diferencia mensual (o semanal) entre la precipitación y la evapotranspiración potencial e indica condiciones de sequía y humedad. Los valores negativos y positivos indican períodos secos y húmedos, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Categorías del SPEI.

SPEI	Categorías
≥ 2	Extremadamente húmedo
1.5 a 1.99	Muy húmedo
1 a 1.49	Moderadamente húmedo
-0.99 a 0.99	Normal
-1 a -1.49	Moderadamente seco
-1.5 a -1.99	Muy seco
≤ 2	Extremadamente seco

Para el análisis de correspondencia entre las variables, se realizó, en primera instancia, una correlación de Spearman entre el índice climático, las variables biológicas (abundancia total de fitoplancton, abundancia total de cianobacterias, clorofila *a*) y las variables físicoquímicas (Temperatura del agua, pH, conductividad, nivel de agua, oxígeno disuelto, Disco de Secchi y nutrientes). Posteriormente, el SPEI (en todas sus escalas temporales, 1-48)

fue correlacionado con los registros obtenidos *in situ* para las variables físicas.

Resultados

La laguna de Puan es un cuerpo de agua alcalino ($\text{pH}: 9,6 \pm 0,7$) que mostró variaciones físicoquímicas entre el comienzo y el final del período estudiado, en el cual el nivel del agua se incrementó 1,1 m. La clorofila *a* fluctuó entre $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ (octubre de 2014) y $13,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (abril de 2016). La mayor visibilidad del DS se obtuvo en marzo de 2016 ($\text{DS} \sim 1,1 \text{ m}$) mientras que la menor ocurrió en junio de 2014 ($\text{DS} \sim 0,23$). El promedio para la transparencia del agua, en el período de estudio fue $0,44 \text{ m}$ ($\pm 0,14$). El sestón promedio fue $26,5 \text{ mg L}^{-1}$ con una tendencia a disminuir hacia el fin del período (abril 2014: 94 mg L^{-1} ; julio 2016: $8,10 \text{ mg L}^{-1}$). La CE promedio fue $8,1 \text{ mS cm}^{-1}$ ($\pm 1,4$). Se observó una tendencia descendente de este parámetro durante el período analizado. En mayo 2014 se detectó el máximo del período de estudio ($11,2 \text{ mS cm}^{-1}$) y en abril 2016, el mínimo ($\text{CE} = 5,65 \text{ mS cm}^{-1}$). Entre los meses de febrero y abril 2016 se registró en la Laguna de Puan un aumento en la abundancia de *Microcystis aeruginosa* ($7198\text{-}54960 \text{ ind ml}^{-1}$), lo que representó el 90 % del fitoplancton de esos meses. La aparición de *M. aeruginosa* coincidió con máximos en la temperatura del agua ($> 20^\circ\text{C}$) y con los máximos valores de fósforo total ($2,7 \text{ mg L}^{-1}$) (Fig. 2). Las cianobacterias se correlacionaron significativamente con T ($0,485 \text{ p: } 0,01$), con el nivel del agua ($0,389 \text{ p: } 0,05$) y la CE ($-0,469 \text{ p: } 0,05$).

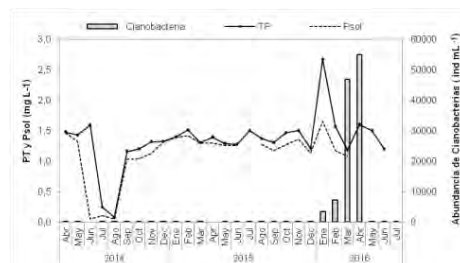


Fig. 2. Variación temporal del fósforo total (mg L^{-1}), fósforo soluble (mg L^{-1}) y abundancia total de cianobacterias (ind mL^{-1}).

El SPEI5 (escala 5 meses), presentó una correlación altamente significativa con el nivel de agua ($-0,528$; $\text{p: } 0,004$) y la CE ($0,541$; $\text{p: } 0,003$). Las variables biológicas no mostraron nivel de significancia con el SPEI en ninguna de sus escalas.

Discusión

Las lagunas alcanzan su máximo nivel durante los períodos más lluviosos (Bohn et al., 2016). Durante el año 2013 un evento de precipitación extremadamente seco afectó a la región de estudio (Zunino, 2018). Sus efectos se observaron en los parámetros morfométricos, fisicoquímicos y biológicos de la laguna de Puan. Entre los meses de febrero y abril 2016 la floración de la cianobacteria *M. aeruginosa* caracterizó a la laguna, coincidiendo con el período de recuperación del nivel del agua como consecuencia del evento húmedo 2015-2016 (Zunino et al., 2018). La correlación hallada entre los valores de SPEI a escala de 5 meses podría indicar que, en los parámetros físicos tales como la CE y el nivel del agua, existe un tiempo de respuesta de 5 meses a las variables climáticas (ej.: evento seco). Biológicamente no se encontró una relación con este índice que pudiera predecir la demora en la respuesta del fitoplancton a un evento seco, lo que podría explicar la aparición de *M. aeruginosa* luego del evento seco y no durante. En un estudio de 15 años en Laguna Grande (Reserva Natural Otamendi) O'Farrell et al., (2015) mostraron un aumento en la frecuencia de ocurrencia de cianobacterias cuando el nivel del agua aumentaba, lo que coincide con los resultados de este trabajo.

El incremento significativo de *M. aeruginosa* en la laguna de Puan responde directamente al aumento significativo de fósforo registrado durante el mes de enero 2016, sumado al aumento en la temperatura del agua durante estos meses. El rol de los nutrientes y la temperatura del agua como disparadores de eventos de floración de cianobacterias coincide con lo hallado por otros autores en ambientes de similares características (Liu et al., 2011). Como resultado, es posible inferir que el fósforo es un factor limitante para el desarrollo de *M. aeruginosa* en esta laguna, mientras que las variables climáticas de la precipitación y la evapotranspiración parecen condicionar a las demás variables físicas.

Conclusiones

La laguna de Puan presenta una alta sensibilidad a la variación pluviométrica, que afecta las características fisicoquímicas del agua. No obstante, no se encontró una relación directa entre la ocurrencia de eventos secos y húmedos y el desarrollo de cianobacterias. Sin embargo, las condiciones fluctuantes del medio y un importante aporte de fósforo generaron las condiciones óptimas para la proliferación de *M.*

aeruginosa. Dado el uso recreativo y el carácter periurbano de la laguna, se recomienda tanto el monitoreo de cianobacterias como el ingreso de nutrientes de origen antrópico.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y a la Universidad Nacional del Sur (UNS) mediante el Proyecto PIP Estudio Integrado de lagunas pampeanas.

Referencias

- APHA. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. American Public Health Association, Washington DC, 1220p.
- Bohn, V. Y., Delgado, A. L., Piccolo, M. C., y Perillo, G. M. (2016). Assessment of climate variability and land use effect on shallow lakes in temperate plains of Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 75(9), 818.
- Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., y Wiedner, C. (2012). Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. *PLoS one*, 7(6), e38757.
- Havens, K.E. (2008). Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*, EPA, Adv. Exp. Med. Biol. 619, Springer Press, NY Chapter 33:733-747.
- Kosten, S., Huszar, V. L., Bécares, E., Costa, L. S., Van Donk, E., Hansson, L. A., y De Meester, L. (2012). Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, 18(1), 118-126.
- Liu, Y., Chen, W., Li, D., Huang, Z., Shen, Y., y Liu, Y. (2011). Cyanobacteria-/cyanotoxin-contaminations and eutrophication status before Wuxi drinking water crisis in Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 575-581.
- O'Farrell, I., Vinocur, A., y de Tezanos Pinto, P. (2015). Long-term study of bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: a morpho-functional approach. *Hydrobiologia*, 752(1), 91-102.
- Vicente-Serrano, S. M., Bequería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A multiscale drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of climate*, 23(7), 1696-1718.
- Utermöhl, H. (1958). Methods of collecting plankton for various purposes are discussed. *SIL Communications*, 1953(9), 1-38.
- Zunino, J., Ferrelli, F., y Piccolo, M. C. (2018). Cambios morfométricos en una laguna pampeana (Argentina): posibles efectos sobre la comunidad íctica. *Geociencias*, 37(4), 835-847.



EJE TEMÁTICO 2

MONITOREO Y GESTIÓN AMBIENTAL

Evaluación de la turbidez en función del caudal líquido en canales de riego del valle inferior del Río Colorado

Martín Aguinaga Martínez, Marcelo F. Pistonesi^{1,2}, Luciana Dunel³ y Natalia C. López^{4,5}

¹ Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

² INQUISUR-CONICET, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

³ Laboratorio de Suelos y Agua. INTA H. Ascasubi, Ruta 3 Km 794, 8142 Hilario Ascasubi, Argentina.

⁴ Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur-CIC, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

⁵ Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur (II-UNS)-CIC, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

Email: nclopez@uns.edu.ar

RESUMEN

En el valle inferior del Río Colorado, se realizan monitoreos periódicos en los canales de riego de CORFO registrando, entre otros parámetros, valores de caudal y turbidez. La medición de este último valor aporta una medida de la calidad de agua y una estimación de la concentración de sólidos totales en suspensión, provenientes no sólo de la erosión producida en los canales, sino también de la carga de lavado de la cuenca. Se identificaron los canales estadísticamente diferentes respecto a QL y Turb a fin de planificar estudios futuros de erosión/infiltración. Correlacionando los valores caudal líquido-turbidez medidos, podría ser posible calcular una relación que permita, en el futuro, estimar el valor de turbidez correspondiente a cada valor de caudal líquido, medido periódicamente.

Palabras claves: CANALES - CAUDAL LÍQUIDO - TURBIDEZ

Introducción

El sistema de riego de CORFO (Corporación de Fomento del Valle del Río Colorado) se compone de una red principal de riego, planificada con las intendencias, y una red secundaria, alimentada por la red primaria. Los canales primarios son abastecidos por tres tomas: la Toma I abastece al canal matriz Mayor Buratovich, el cual abastece a los canales medidos por las estaciones 7, 8 y 9; la Toma II abastece al canal Unificador II (abasteciendo al Colector D) y al canal Villalonga (abasteciendo a los colectores V y P); y la Toma III abastece al canal Unificador III (Fig. 1). La zona se caracteriza por tener a la agricultura como su principal actividad económica. El clima es semiárido estepario templado, con una deficiencia de agua de 300 a 500 milímetros que hace necesario el riego de los cultivos en forma permanente (INTA, CORFO, FUNBAPA y UNS, 1983).

El objetivo de este trabajo consistió en realizar una evaluación de parámetros de fondo a partir

de muestreos de turbidez y caudal aforado en el sistema de riego de CORFO-Río Colorado, conformado por los canales de tierra sin revestir denominados Colector D, Colector V, Colector P, Cuenca 25, Colector I y Colector II, a fin de encontrar las relaciones existentes entre ambos parámetros para los distintos sitios de muestreo y entre éstos en particular durante el período de estudio.

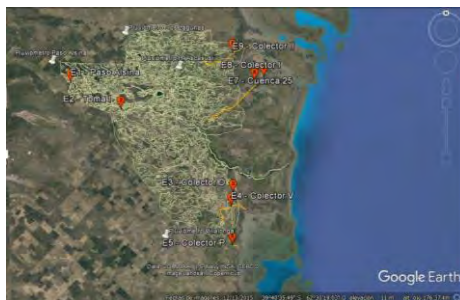


Fig. 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio (<https://corfo.gob.ar/sig/>).

Los canales Colector D, V y P son alimentados directamente por redes principales de riego, alimentados a su vez por la misma toma. De ahí se puede establecer que, si bien sus datos estarán relacionados, no serán dependientes entre sí. No se puede plantear la misma premisa para los canales abastecidos por la Toma I ya que, si bien los canales Colector I y II son abastecidos directamente por la red principal, la Cuenca 25 es abastecida por el canal Colector I, por lo que los datos medidos del primero estarán estrechamente relacionados al segundo.

Materiales y métodos

Las campañas de aforo fueron llevadas a cabo mensualmente en las estaciones marcadas por personal de CORFO, facilitando los datos de caudal líquido (QL) al Laboratorio de Química de la UNS. Para los valores de turbidez (Turb), se tomaron muestras en los canales en coincidencia con las campañas de aforo entre agosto de 2015 y mayo de 2018 y se obtuvieron los resultados en el laboratorio de Química Ambiental de la UNS. El procedimiento para evaluar dicho parámetro fue utilizando un turbidímetro marca "LaMotte 2020" *in situ*. Con un valor de referencia, se procede a tomar las muestras en el lugar, obteniendo el valor en medidas NTU. Las 27 campañas analizadas se ejecutaron en dos grupos temporales, resultando simultáneas para Colector D, Colector V y Colector P (Grupo 1), y para Cuenca 25, Colector I y Colector II (Grupo 2) (Fig. 2,3).

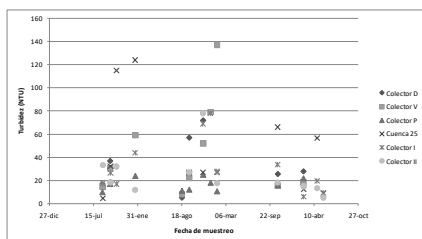


Fig. 2. Resultados de turbidez por canal.

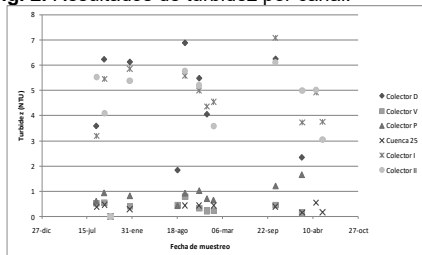


Fig. 3. Resultados de aforo líquido por canal.

Se realizó un análisis exploratorio de los datos para evaluar la relación QL – Turb para los distintos canales (Fig.4) y luego se aplicó un análisis estadístico de varianza (ANOVA) en los períodos y grupos especificados anteriormente. Se buscaron diferencias significativas entre los parámetros que mostraron ANOVA significativo.

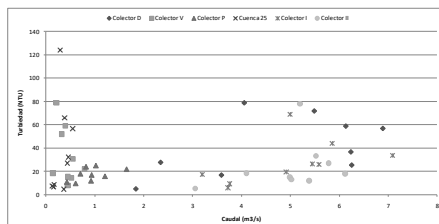


Fig. 4. Relación caudal líquido-turbidez en los canales estudiados.

En ambos grupos, ante la falta de normalidad de los datos originales de QL, se aplicó la transformación logaritmo natural. Se realizó lo mismo para los datos de Turb para el Grupo 2.

Resultados

Se observó una clara similitud en la relación QL-Turb para los colectores D, I y II por un lado, y para los colectores P, V y Cuenca 25 por otro. Los valores promedio de turbidez resultaron similares para los colectores D, V, I y II, mientras que en el Colector P y la Cuenca 25 se registraron los menores y mayores valores de turbidez promedio, respectivamente. Los QL promedio resultaron similares en los Colectores I y II por un lado ($QL_{I-II} \text{ prom} = 4.98 \text{ m}^3/\text{s}$) y en Colector V y Cuenca 25 por otro ($QL_{V-25} \text{ prom} = 0.38 \text{ m}^3/\text{s}$).

Grupo 1:

Los QL transformados resultaron normales y homogéneos ($p_{Levene} = 0.67$). El test de ANOVA sobre los datos transformados indicó que existen diferencias altamente significativas en los caudales registrados en los distintos canales ($p = 0.0000$). Se aplicó un análisis de diferencias mínimas significativas (DMS) (Tabla 1).

Grupo 2:

Los datos de QL transformados resultaron normales, mostrando heterocedasticidad con un error menor al 1% ($p_{Levene} = 0.006$). El test de ANOVA sobre los datos transformados (Tabla 2) indicó que existen diferencias altamente significativas entre los caudales registrados en los distintos canales ($p = 0.0000$). Se llevaron a cabo contrastes de Scheffé, encontrándose que los caudales promedio de los Colectores I y II difieren significativamente del caudal promedio de la Cuenca 25 ($p_{Scheffé} = 0.0000$), mientras que

no hay evidencia de diferencias significativas entre los registros de caudal de los Colectores I y II, en promedio ($p_{\text{Scheffé}}=0.99$).

Tabla 1. Resultados del estudio DMS para los caudales en los Colectores D, V y P.

Tratamientos	Colector V	Colector P	Colector D
Medias	-0.955300	-0.143635	1.4725320
DMS	a	b	c

Tabla 2. Medias transformadas para QL en los Colectores I, II y Cuenca 25.

Tratamientos	Colector I	Colector II	Cuenca 25
Medias	1.57	1.59	-1.22

Grupo 1:

Los datos de turbidez resultaron normales y mostraron heterocedasticidad con un error menor al 1% ($p_{\text{Levene}}=0.0012$). El test de ANOVA indicó que existen diferencias significativas en la turbidez registrada en los distintos colectores ($p=0.05$). Se llevaron a cabo contrastes de Scheffé, encontrándose que la turbidez promedio de los Colectores D y V difiere significativamente de la turbidez promedio del Colector P ($p_{\text{Scheffé}}=0.07$).

Grupo 2:

Los datos de turbidez transformados resultaron normales, mostrando heterocedasticidad con un error menor al 8 % ($p_{\text{Levene}}=0.07$). El test de ANOVA indicó que no existen evidencias de diferencias significativas en la turbidez registrada en los distintos canales ($p=0.92$).

Tabla 3. Medias transformadas para Turb en los Colectores I, II y Cuenca 25.

Tratamientos	Colector I	Colector II	Cuenca 25
Medias	3,11	2,93	3,05

Discusión y Conclusiones

La turbidez existente en canales de riego representa una medida del transporte en suspensión de partículas sólidas cuyo origen puede provenir tanto del agua afluente para el riego y de la erosión de las secciones de los canales de distribución, como así también, del aporte de la cuenca durante los eventos de precipitación, la presencia de ganado y fauna autóctona. El mantenimiento básico de sistemas de riego incluye el estudio de sedimentación/colmatación en los canales, erosión y fisuración de taludes, descalce de obras hidráulicas y de arte existentes, etc. En

particular, la infiltración provoca la disminución de la eficiencia de conducción del agua de riego y acarrea problemas de drenaje y fertilidad de los suelos colindantes (Israelsen y Hansen, 1973; Satlari, 2011; Ministerio de Agricultura y Riego de Perú, 2013). A partir del análisis efectuado en el presente trabajo, se recomienda incluir en los futuros estudios de erosión/infiltración, una planificación que incluya como sitios de muestreo representativos del parámetro turbidez a la Cuenca 25, Colector D, Colector P y Colector I, además del registro simultáneo en el tiempo de caudal líquido, precipitaciones, turbidez y sólidos suspendidos en dichos canales y en las Tomas I y II a fin de estimar el caudal sólido transportado y su evolución tiempo – espacial.

De los resultados se desprende también, que la Cuenca 25 ubicada aguas abajo del Colector I, cuenta con menor caudal y mayor turbidez que este, indicando la existencia de una fuente de incremento del transporte sólido en el tramo.

Los estudios de erosión/infiltración permitirían direccionar la ejecución de medidas de control destinadas a optimizar la eficiencia del riego y minimizar los costos de mantenimiento del sistema CORFO – Río Colorado y generar curvas de correlación QL – Turb que permitan predecir el comportamiento del sistema.

Agradecimientos

Los autores agradecen a CORFO-Río Colorado por los datos aportados al presente estudio.

Bibliografía

- <https://corfo.gob.ar/sig/>. Mapa de red primaria y secundaria de riego. CORFO.
- INTA, CORFO, FUNBAPA y UNS. 1983. Cebolla 2009/10, Superficie, Variedades y Tecnologías. En: *Agroindustria: Cadenas de Valor en la Región*, IAE 83; Centro Regional de Estudios Económicos de Bahía Blanca.
- Israelsen, O.W. y Hansen, V. E. 1973. *Principios y aplicaciones del riego*. Ed. Reverté, S.A. 2ª edición. España. 396 p.
- Ministerio de Agricultura y Riego de Perú. 2013. *Plan de Operación y Mantenimiento de la Infraestructura Hidráulica*. Programa Subsectorial de Irrigaciones. Perú.
- Satlari, J.G. 2011. *Infiltración y Erosión: sus efectos sobre la red de canales a partir de la regulación del Río Mendoza*. Trabajo Final Integrador Especialista en Riego y Drenaje. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza.



Relación entre cambios de uso del suelo y la concentración de nutrientes en arroyos pampeanos

Julieta Anselmo¹, Cecilia Hegoburu^{1,2}, Claudia Feijóo^{1,2}, Leonardo Di Franco^{2,3}

¹Programa Biogeoquímica de Ecosistemas Dulceacuícolas (BED). INEDES, CONICET-UNLu. Ruta Nacional 5 y Constitución, Luján (6700), Buenos Aires, Argentina.

²Depto. de Ciencias Básicas. Universidad Nacional de Luján. Ruta Nacional 5 y Constitución, Luján (6700), Buenos Aires, Argentina.

³Área de tecnologías de la información geográfica y análisis espacial. Instituto del Conurbano. Universidad Nacional de General Sarmiento. Juan María Gutiérrez 1150, B1613 Los Polvorines. Buenos Aires, Argentina.
Email: janselmo@mail.unlu.edu.ar

RESUMEN

Los cursos de agua reciben el impacto de los procesos que ocurren en la cuenca, por ello resulta de interés determinar los cambios de usos de suelo a nivel de cuenca. Se analizaron 41 cuencas de arroyos pampeanos para cuantificar cambios en el uso del suelo en el período 2000-2011, mediante la integración de datos en un Sistema de Información Geográfico (SIG). Los cambios de uso del suelo en ese período fueron relacionados con datos de variables químicas de los años 2003-2016 de los mismos arroyos para determinar si la variación de la química del agua tenía relación con los cambios del uso del suelo a escala cuenca. Los resultados demostraron un incremento del uso agrícola en detrimento del ganadero, con respecto a las variables químicas se observó que las concentraciones de NO_3 y el uso agrícola poseen una relación significativa, a diferencia del PRS que no presentó ninguna relación.

Palabras claves: USO DEL SUELO - CUENCAS HÍDRICAS - NUTRIENTES

Introducción

El estudio se realizó en la región pampeana que ocupa la mayor extensión del territorio de la provincia de Buenos Aires. Esta región originalmente se encontraba cubierta de pastizales nativos. Pero a comienzos del siglo XX, los suelos comenzaron a ser adaptados para cultivos y la cría de ganado (Viglizzo et al., 2003). A partir de los años '90 se intensificó la producción agrícola, lo que generó grandes modificaciones en el paisaje. Estos cambios han tenido gran influencia sobre el funcionamiento, estructura y dinámica de los arroyos pampeanos. En este estudio, se analizan los cambios en el uso de suelo en 41 cuencas de arroyos de la provincia de Buenos Aires entre 2000-2001 y 2010-2011 y se relacionaron con los niveles de fósforo reactivo soluble (PRS), nitratos (NO_3) y pH medidos en 2003-2004 y 2015-2016 (Feijóo & Lombardo 2007). Para ello, se delimitaron las cuencas y se determinó el uso y cobertura del suelo a partir de la técnica de interpretación visual, utilizando imágenes satelitales provenientes del sensor Landsat V Thematic Mapper (TM) de los años 2010-2011.

Esto se complementó usando el uso y cobertura del suelo determinado en los años 2000-2001 en las mismas cuencas (Amuchástegui et al., 2015). Finalmente, se estudió la relación entre la química del agua y los cambios de usos del suelo en las cuencas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en cuencas de arroyos pampeanos ubicados en la provincia de Buenos Aires. La región pampeana posee un relieve suave con leve pendiente hacia el Océano Atlántico y poco drenaje, hacia el sur se presentan algunos sistemas serranos. Frenguelli (1956), propuso la división de la red fluvial de la provincia en cuatro sistemas fluviales: sistemas del río Salado; tributarios del Río de la Plata y del río Paraná (NE); Arroyo Vallimanca (centro-oeste); tributarios directos del Océano Atlántico (SE). Sobre esta base, Feijóo & Lombardo (2007) seleccionaron 41 arroyos característicos de la región Pampeana y que no presentaran actividades antrópicas intensas en la cercanía de los arroyos.

Imágenes satelitales e interpretación visual

Se seleccionaron imágenes satelitales provenientes del sensor Landsat V TM años 2000-2001 correspondientes a la zona de estudio como base para la técnica de interpretación visual. Se realizó el pre-procesamiento de las imágenes y la determinación de bandas 4, 5, 3 (RGB), denominado Falso Color Compuesto (Chuvieco, 2002). La delimitación de las cuencas se realizó a partir de imágenes topográficas provenientes del Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM). Las imágenes satelitales fueron relacionadas con las coberturas de cuencas a partir del manejo de SIG, con el software Quantum GIS 2.4.0. En este trabajo se aplicó la técnica de interpretación sobre imágenes de los años 2000-2001, coincidiendo con los mismos criterios de interpretación de los años 2010-2011. El proceso se realizó a una escala de trabajo de 1:20000 a 1:30000. Se discriminaron las siguientes categorías de usos y coberturas del suelo: agrícola, ganadero, vegetación natural, forestal, cuerpos de agua y urbano. Los porcentajes obtenidos de uso del suelo de cada cuenca fueron comparados con los resultados de los años 2010-2011. Para realizar el análisis estadístico se normalizaron los porcentajes de usos del suelo utilizando la transformación arco seno para obtener la media y desvío estándar de los mismos diferenciados según las regiones propuestas por Frenguelli (1956).

Variables químicas

Los datos de variables químicas se adquirieron del trabajo de investigación de Feijoó & Lombardo (2007), los mismos fueron relevados en 2003-2004. El segundo muestreo se realizó a partir del proyecto "Calidad de agua y comunidades de plantas acuáticas en arroyos pampeanos: 12 años después" entre los años 2015-2016, perteneciente al Programa Biogeoquímica de Ecosistemas Dulceacuícolas (BED). Los muestreos se realizaron siguiendo los mismos diseños y protocolos de campo. De todas las variables físico-químicas relevadas, en este estudio se consideraron PRS, pH y NO_3 .

Resultados

Para el análisis se consideraron principalmente, las categorías de uso agrícola, ganadero y vegetación natural. Los restantes fueron agrupados en "otros usos". Se compararon las medias de cada uso del suelo entre los años

2000-2001 y 2010-2011 (Fig. 1). Se observó un aumento del uso agrícola en todas las regiones, con excepción de la región de afluentes del Océano Atlántico. En esta región también se observó un leve aumento de la vegetación natural en detrimento de la ganadería. La vegetación natural disminuyó levemente en las regiones del sistema fluvial del Arroyo Vallimanca y del Río de la Plata y Paraná. Por su parte, el uso ganadero disminuyó en las regiones del río Salado, afluentes del Río de la Plata y Paraná y arroyo Vallimanca.

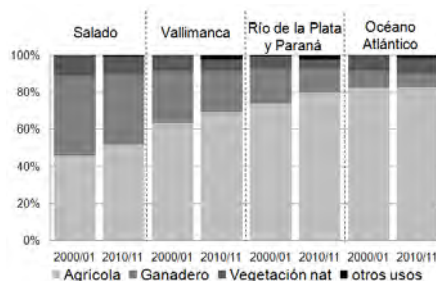


Fig. 1. Comparación de las medias de uso del suelo en los distintos años por región.

Con respecto a la concentración de nutrientes, luego de doce años fue relevante el aumento de PRS en todas las regiones, el NO_3 presentó un incremento, principalmente, en la región del Río de la Plata y Paraná (Fig. 2 y 3), y el pH disminuyó especialmente en la región del Vallimanca y, en menor medida, en el Océano Atlántico.

Los datos de 2003-2004 y 2015-2016 mostraron una relación significativa y positiva entre la concentración de NO_3 y el uso agrícola (año 2003-2004: $R^2=0,531$ y $p<0,001$; año 2015-2016: $R^2=0,483$ y $p<0,001$). El PRS no presentó una relación significativa con ningún uso o cobertura de suelo. Sin embargo, se observó un incremento significativo de los niveles de PRS en todas las regiones al comparar los datos de 2003-2004 con los de 2015-2016.

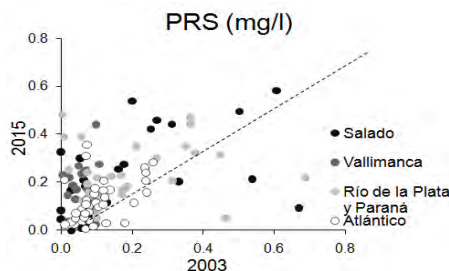


Fig. 2. Cambios de PRS.

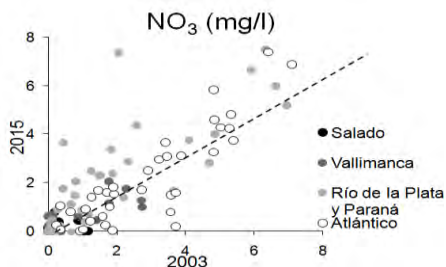


Fig. 3. Cambios de NO_3 .

Discusión

Los resultados obtenidos de la comparación del uso del suelo entre los años 2000-2001 y 2010-2011 se basaron en la interpretación visual de imágenes satelitales. Paruelo et al. (2005) establecieron que los cultivos no avanzaron tanto sobre la vegetación natural sino sobre áreas de uso ganadero, por lo tanto la superficie total de uso agrícola más el uso ganadero se mantuvo casi constante. Además, Satorre (2005) coincide en que las tierras que eran ganaderas experimentaron transformaciones, en beneficio de la agricultura extensiva. Nuestros resultados coinciden con lo indicado por estos autores. En relación a las variables químicas, se observó un incremento del PRS en todas las regiones entre los dos periodos de estudio, aunque no se pudo relacionar este aumento con los cambios de uso del suelo, lo mismo observaron Amuchástegui et al. (2015). Es posible que los niveles de PRS dependan más del uso de suelo local (en el área ribereña) que del uso a escala de cuenca, por lo que este aspecto debe ser abordado en futuros trabajos. El NO_3 se relacionó positivamente con el porcentaje de cultivos en la cuenca, Rosso & Fernández Cirelli (2013) afirman que el NO_3 se relaciona positivamente con cultivos, aunque no consideraron la influencia del uso del suelo a escala cuenca.

Conclusiones

El estudio se basó en un análisis diacrónico y multidisciplinario de las cuencas de arroyos pampeanos. La herramienta de síntesis para integrar la información proveniente de sensores remotos junto con las coberturas fue el SIG. La interpretación visual, a pesar de configurar un método subjetivo, se ha demostrado como una herramienta eficaz considerando recaudos metodológicos previos. En cuanto a la relación de los cambios de uso con las variables químicas, los resultados obtenidos en este trabajo evidencian que el NO_3 fue significativo, y

que el aumento del PRS aún es materia de estudio. Por último, los cambios en el uso del suelo y las consecuencias ambientales y sociales marcan la importancia de planificar la expansión de las áreas de cultivo para que sean monitoreados y controlados a través de la acción estatal. Las tecnologías de la información geográfica representan una herramienta con alto potencial en este campo de acción.

Referencias

- Amuchástegui, G., Di Franco, L., Feijó, C. 2015. Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean stream: a regional approach. Springer International Publishing Switzerland 2015.
- Chuvieco, E. 2002. Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. Editorial Ariel, SA, Barcelona, España.
- Feijó, C., Lombardo, R. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. Water Research 41: 1399-1410.
- Frenguelli, J. 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la Provincia de Buenos Aires. Laboratorio de ensayo de materiales e investigaciones tecnológicas (LEMIT), Bs As.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Verón, S. R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Ciencia hoy, 15 (87): 14-23.
- Rosso, J. J., Fernández Cirelli, A. 2013. Effects of land use on environmental condition and macrophyte in prairie lotic ecosystems. Limnologia 43: 18-26.
- Satorre, E. H. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Ciencia hoy, 15(87): 24-31.
- Viglizzo, E. F., Pordomingo, A. J., Castro, M., Lertora, F. A. 2003. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampa of Argentina. Environmental monitoring and assessment, 87(2): 169-195.



Dinámica en la concentración de sólidos suspendidos en el agua de escorrentía superficial asociados a la erosión hídrica en una cuenca agrícola

María Guadalupe Ares^{1,2,3}, Marcelo Varni², José G. Castelain² y Celio Chagas⁴

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) Godoy Cruz 2290 (C1425FQB), CABA, Argentina

²Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

³Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires - Av. Del Valle 5737 (7400), Olavarría, Buenos Aires, Argentina

⁴Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires- Av. San Martín 4453 (C1417DSE), CABA, Argentina.

Email: guadalupear@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es analizar la concentración de sólidos suspendidos (CSS) generados por erosión hídrica durante eventos de lluvia-escurrimiento, en un arroyo que drena una cuenca agrícola de 566 ha. Se analizó la CSS en muestras recolectadas durante eventos de crecidas. Se registró el escurrimiento, se calculó el caudal pico y el tiempo al pico. Las interacciones entre cobertura, respuesta hidrológica y erosión inducen la conectividad hidro-sedimentológica debido a la formación de vías preferenciales de transporte en las laderas de la cuenca, con CSS variables. La intensidad del proceso erosivo en surcos sería clave para el transporte activo de material particulado hacia el cauce por escurrimiento concentrado, con CSS superiores a 1 g L^{-1} . La erosión laminar tendría más frecuencia en la cuenca, con CS bajas en el agua de escurrimiento superficial.

Palabras claves: CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS - CAUDAL PICO - EROSIÓN LAMINAR Y EN SURCOS

Introducción

La erosión hídrica es un proceso de degradación frecuente en los ecosistemas a nivel global. A ella se asocian la reducción en la productividad de las tierras y la contaminación de los cuerpos de agua y de los humedales cercanos a las fuentes de erosión (Issaka y Ashraf, 2017).

El desprendimiento, el transporte y la deposición del suelo son las tres fases de este proceso, en las que intervienen la lluvia y el escurrimiento. La erosión por salpicadura se asocia al impacto que generan las gotas de lluvia sobre el suelo sin cobertura vegetal. Láminas delgadas de escurrimiento superficial inducen a la erosión laminar, mientras que el flujo concentrado en canales pequeños genera erosión en surcos (Blanco y Lal, 2008). La erosión laminar y por salpicadura transportan el sedimento a distancias más cortas que la erosión en surcos, y la presencia de surcos

incrementa la conectividad en las laderas de las cuencas donde se generan (Poesen, 2018; Bracken y Croke, 2007). El estudio del proceso erosivo en el marco de la conectividad hidro-sedimentológica es útil para identificar los factores y los procesos que afectan la retención y el movimiento de las aguas y los solutos en sistemas naturales intervenidos o no por el hombre. Conocer los factores que facilitan o dificultan la conectividad resulta relevante para el manejo de los cuerpos de agua (Wohl, 2017). El objetivo de este trabajo es analizar la concentración de sólidos suspendidos (CSS) generados por erosión hídrica durante eventos de lluvia-escurrimiento, en un arroyo que drena una cuenca agrícola. En particular, este trabajo intenta estudiar la dinámica de la CSS en presencia de vías preferenciales de circulación de agua en las laderas de la cuenca, a través de las relaciones entre la CSS y variables hidrológicas y de información de observaciones a campo.

Materiales y Métodos

Se estudió la CSS en un arroyo que drena una subcuenca agrícola de 566 ha, ubicada en el sector superior de la cuenca del arroyo Videla, y en el sistema serrano de Tandilia, en la provincia de Buenos Aires. La pendiente media de la subcuenca es de 3%, predominan los Argiudoles típicos (67,9%) y Hapludoles y Argiudoles líticos (27,6%), mientras que el 4,5% de la superficie corresponde a suelos con capacidad de drenaje reducida (INTA, 1992).

Muestreos de agua de escorrentía superficial

Se utilizó un muestreador automático provisto de una bomba de succión para coleccionar muestras de agua en el cauce, durante eventos de crecidas. El dispositivo posee dos sensores que activan el inicio de la recolección cuando el nivel del curso de agua supera 0,3 m desde el fondo del cauce. Se recolectó una muestra constituida por la mezcla de 19 submuestras de 200 mL distribuidas en el tiempo, durante un período de recolección total de 1,5 horas. Las muestras se almacenan en una botella de 3,8 litros, ubicada dentro del equipo. En laboratorio, cada muestra se homogeneizó por agitación, se tomó una alícuota de 250 cm³ y se secó a 60°C hasta peso constante. La determinación de la CSS se realizó por diferencia de peso, por duplicado. Con estos datos se calculó la CSS en la muestra (g L⁻¹).

Registros de escurrimiento. Cálculo de las variables hidrológicas

Se monitorearon los niveles de agua en el arroyo bajo estudio, mediante un limnógrafo con sensor de presión ubicado en el punto de cierre de la cuenca. Los niveles se transformaron en caudal empleando la curva altura-caudal de la sección. Se separó el escurrimiento superficial del subterráneo mediante la aplicación de un filtro digital (Rodríguez et al., 2000). Se consideraron las crecidas asociadas a muestreos de agua de escorrentía superficial. A partir de los datos de caudales obtenidos, se consideraron el caudal pico (Q_p , m³s⁻¹) y el tiempo al pico (T_p , h).

Resultados y Discusión

Se estudiaron 32 eventos, registrados entre 2011 y 2015. Cuatro casos presentaron CSS mayores que 1 g L⁻¹, lo que evidencia que pocos eventos transportaron altas cantidades de sedimento suspendido (Fig.1). Los eventos de lluvia que provocaron un Q_p inferior a 0,25 m³ s⁻¹ no muestran un efecto relevante sobre la CSS del arroyo (Fig.1),

mientras que Q_p mayores presentaron CSS variables. Esto sugiere una dinámica diferente en el aporte de CSS con caudales al pico superiores a ese umbral, aunque dependiente también de otros factores.

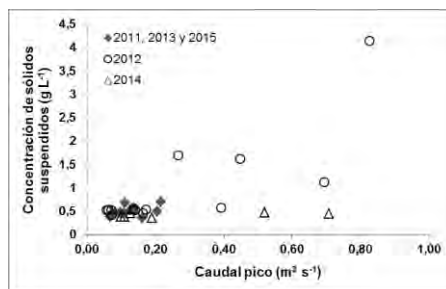


Fig. 1. Relación entre la concentración de sólidos suspendidos y el caudal pico. Las series de datos consideran el año de cada registro.

El T_p puede ser considerado como un indicador de la velocidad del escurrimiento superficial del flujo y de su energía erosiva.

Los eventos con un Q_p menor al umbral mencionado produjeron valores de CSS indiferentes al T_p (Fig.2). En los casos con Q_p mayores, la CSS mostró una relación inversa con respecto al T_p . Si bien el número de eventos con Q_p mayor a 0,25 m³ s⁻¹ es reducido, su análisis sugiere que, en tales casos, con T_p breves se generan cambios relevantes en la CSS del arroyo, a consecuencia de la formación de surcos activos que conducen escurrimiento concentrado, logrando una conectividad hidro-sedimentológica con capacidad de desprendimiento y transporte de suelo.

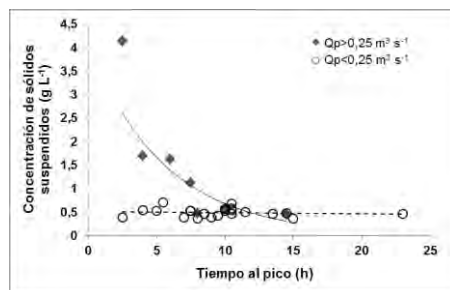


Fig. 2. Relación entre la concentración de sedimentos y el tiempo al pico. Las series de datos consideran los valores de caudales pico (Q_p) correspondiente a cada registro.

El análisis de las variables hidrometeorológicas de estos casos y las observaciones de campo asocian estos eventos a situaciones de erosión en surcos y/o con la red de drenaje expandida por condiciones de humedad antecedente altas. Tanto los surcos como las redes de drenaje expandidas, dadas por áreas saturadas, operan como vías preferenciales del flujo de escorrentía superficial, que incrementan la conexión entre las pendientes y el cauce del arroyo en estudio (Tetzlaff et al., 2007; Bracken y Croke, 2007).

El grupo de eventos señalado corresponde a los años 2012 y 2014, cuyas precipitaciones anuales fueron de 1351 mm y 1171 mm, respectivamente, superiores a las del promedio histórico de la zona (930 mm). En particular, estas lluvias tuvieron importancia durante otoño, invierno y fin de primavera, cuando la cobertura por cultivos, y su efecto protector, eran escasos. Esta situación favoreció la generación de eventos sucesivos con láminas de escurrimiento y Q_p importantes, y se incrementó la superficie de la red de drenaje, con conectividad hidrológica. Además, algunos de esos eventos indujeron la formación de surcos, en particular a lo largo de 2012, como lo indicaron observaciones de campo. En cambio, en 2014 se encontraron, principalmente, signos de expansión de la red de drenaje correspondientes a áreas húmedas asociadas al cauce y otras vías activas de profundidad menor que los surcos y con evidencias de erosión de tipo laminar. Gomash et al. (2019) establecen que la dinámica hidrológica conduce a la erosión, y los signos de erosión constituyen cambios en la topografía que incrementan la densidad de drenaje. Esto genera retroalimentaciones que pueden inducir cambios en la respuesta hidro-sedimentológica. Los tipos de erosión predominantes en la cuenca explicarían las diferencias en CSS en situaciones de Q_p superiores a $0,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Así, CSS superiores a 1 g L^{-1} se dieron en eventos del año 2012, en presencia de surcos, mientras que CSS inferiores a ese valor correspondieron a eventos de 2014, que al igual que la mayoría de los casos estudiados, de los años 2011, 2013, 2015 y a otros casos de 2012, mostraron predominantemente erosión laminar.

Conclusiones

Las interacciones entre la cobertura, la respuesta hidrológica y la erosión inducen la conectividad hidro-sedimentológica debido a la formación de vías preferenciales de transporte en las laderas de la cuenca y provocan cambios en la CSS del arroyo. La intensidad

del proceso erosivo en surcos sería clave para el transporte activo de material particulado hacia el cauce por parte del escurrimiento concentrado. La erosión laminar tendría más frecuencia en la cuenca, con CSS bajas en el agua de escurrimiento superficial.

Agradecimientos

Se agradece la colaboración de la Ing. (Mag) Georgina Cazenave en el procesamiento de datos hidrológicos, y la colaboración de las Lic. Fátima Altolaquirre y Téc. Natalia de Líbano en el procesamiento de las muestras de escurrimiento.

Este trabajo fue parcialmente financiado por los proyectos PICT 2015 N°2012. y UBACYT 20020170100533BA.

Referencias

- Blanco, N. y Lal, R. 2008. *Principles of Soil Conservation and Management*. Springer.
- Bracken, L y Croke, J. 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes*, 21:1749-1763.
- Ghomash, S., Caviedes-Voullieme, D., y Hinz, C. 2019. Effects of erosion-induced changes to topography on runoff dynamics. *Journal of Hydrology*, 573:811-828.
- INTA. 1992. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3760-22, Chillar.
- Issaka, S., y Ashraf, M.A. 2017. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1(1):1-11.
- Poesen, J. 2018. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43:64-84.
- Rodríguez L., Vionnet, C., Parkin, G. y Younger, P. 2000. Aplicación de un método automático para la separación de las componentes del hidrográfico. *XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Córdoba. Tomo II pp. 279-286.
- Tetzlaff, D., Soulsby, C., Bacon, P., Youngson, A., Gibbins, C. y Malcolm, I. 2007. Connectivity between landscapes and riverscapes –a unifying theme in integrating hydrology and ecology in catchment science? *Hydrological Processes*, 21:1385-1389.
- Wohl, E. 2017. Connectivity in rivers. *Progress in Physical Geography*, 41(3): 345-362.



Dinámica de arocloros y plaguicidas en matrices abióticas y peces en los ríos Xanaes y Ctalamochita (Córdoba, Argentina)

María L. Ballesteros¹, Paola B. Reyna¹, Karina S.B. Miglioranza² y María A. Bistoni¹

¹ Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA – CONICET-UNC) y Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. Av. Vélez Sarsfield 299 (5000JJC), Córdoba, Argentina.

² Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET-UNMdP) y Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Funes 3350 (B7602AYL), Mar del Plata, Argentina.

Email: mlballesteros@unc.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar la dinámica de plaguicidas de uso pasado y actual y bifenilos policlorados (PCBs, como mezcla de Arocloros) en matrices abióticas (agua y sedimento) y biológicas (peces) en los ríos Xanaes y Ctalamochita (Córdoba, Argentina). En cada cuenca, se realizaron muestreos en sitios con distinta influencia antrópica y los compuestos se determinaron cuali-cuantitativamente mediante GC-ECD. Se registró por primera vez la presencia de Arocloros 1242 y 1254 en ambas cuencas en todas las matrices estudiadas. También se registraron plaguicidas organoclorados de uso actual y pasado. Los análisis multivariados muestran diferencias entre los sitios de muestreo asociados al uso del suelo. Estos resultados son útiles como líneas de base sobre los niveles de contaminantes en estas cuencas y contribuyen en la toma de decisiones sobre el uso de las tierras y el desarrollo de medidas de remediación para la protección de estos ecosistemas.

Palabras claves: ECOSISTEMAS ACUÁTICOS - INFLUENCIA ANTRÓPICA - CONTAMINANTES

Introducción

Los ecosistemas acuáticos son el destino final de numerosos contaminantes, tanto orgánicos e inorgánicos que provienen numerosas fuentes como efluentes no tratados, desechos químicos, residuos industriales, basurales y agroquímicos. Llegan a los cuerpos de agua producto de las escorrentías y transporte aéreo desde zonas aledañas. Los compuestos organoclorados (plaguicidas y bifenilos policlorados, PCBs) son los más persistentes en el ambiente y en su mayoría pertenecen al grupo de los COPs (Compuestos Orgánicos Persistentes), definidos como sustancias orgánicas de características tóxicas, persistentes (vida media larga), bioacumulables, lipofílicos y factibles de transportarse por la atmósfera a grandes distancias. Si bien gran parte están prohibidos a nivel mundial e incluidos en el convenio de Estocolmo (UNEP, 2017), aún están presentes en el ambiente y pueden causar efectos adversos a la salud humana y a los ecosistemas. Particularmente en Argentina, el

uso de plaguicidas organoclorados como DDTs, CHs Heptacloros o Clordanos, ha sido prohibido desde la década de 1990, y los últimos en prohibirse fueron el Endosulfán (MSAL, 2016; SENASA, 2011), y los PCBs (utilizados en la refrigeración de transformadores eléctricos) a principios de la década del 2000 (Congreso de la Nación, 2002). Las cuencas de los ríos Xanaes y Ctalamochita (Córdoba, Argentina) no son la excepción a esta situación global de contaminación. Estudios previos han demostrado la presencia de plaguicidas en agua y sus efectos sobre la biota residente (Schreiber et al., 2013; Ballesteros et al., 2017; Vreys et al., 2019). Sin embargo, dichos trabajos no evalúan la dinámica de contaminantes entre matrices abióticas (agua y sedimentos) y matrices biológicas (peces). El objetivo de este estudio es evaluar la presencia, distribución de estos plaguicidas de uso pasado y actual y los Arocloros en matrices abióticas (agua y sedimentos) y biológicas

(peces) e inferir su relación con el ambiente circundante.

Materiales y Métodos

Se realizaron dos muestreos en cada río en época seca y húmeda. Los sitios de muestreo en cada cuenca se seleccionaron de acuerdo a la influencia antrópica propuesta en Ballesteros et al., (2017) y Vreys et al., (2018). Sobre el río Xanaes (La Bolsa: Sitio de referencia, LB; Despeñaderos: Agrícola, DES; Pilar: agroindustrial, PI) y sobre el río Ctlamochita (Santa Rosa: Sitio de referencia, SR; Almafuate: Agrícola, AL; Puente de los Potreros: agroindustrial, PLP; Pos Villa María: urbano, PVM) (Fig. 1). De cada lugar, se colectaron agua ($n=4$), sedimentos ($n= 4$) y peces ($n=7$).

Las muestras de peces y agua se procesaron según Bonansea et al., (2013) y Schreiber et al., (2013) respectivamente, y los sedimentos de acuerdo a Avendaño et al. (2018). Se midieron y cuantificaron mediante GC--ECD los plaguicidas propuestos en Avendaño et al. (2018) y los Arocloros 1242 y 1254. Para evaluar las diferencias entre las cuencas y entre sitios asociados al uso del suelo, se utilizaron los análisis multivariados (Análisis de Componentes Principales, PCA y Análisis Multivariado de la Varianza con Permutaciones, PERMANOVA, $p < 0,05$), utilizando los programas estadísticos Past versión 3 e Infostat. En cada matriz, los datos fueron previamente estandarizados y se excluyeron del análisis aquellas variables significativamente correlacionadas.

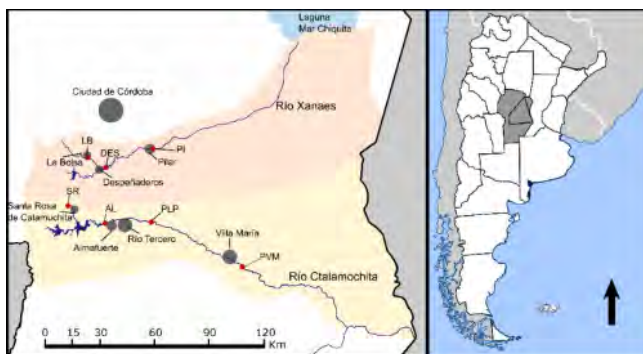


Fig. 1. Sitios de muestreo sobre las cuencas de los Ríos Xanaes y Ctlamuchita- Referencias: Sitios de muestreo: LB: La Bolsa; DES: Despeñaderos; PI: Pilar; SR: Santa Rosa; AL: Almafuate; PLP: Puente Los Potreros; PVM: Pos Villa María.

Resultados y Discusión

No se registraron diferencias significativas entre épocas de muestreo por lo que para el análisis los datos fueron unidos.

En las tres matrices estudiadas, se registraron diferencias significativas entre los sitios de muestreo que fueron asociados al uso del suelo, mediante técnicas estadísticas multivariadas. En sedimentos, se registraron diferencias significativas sobre la cuenca del río Ctlamochita ($F=2,463$; $p=0,001$), entre todos los sitios de muestreo, mientras que los sitios sobre el río Xanaes no mostraron diferencias significativas. Comparando ambas cuencas, no se observaron diferencias significativas entre los sitios relacionados al uso agrícola. El PCA muestra que las variables seleccionadas explican el 69% de la variabilidad de los datos en los dos primeros componentes, siendo los niveles de etridiazol, HCB y clorotalonil los que más contribuyen a la separación en el CP1, separando SR y PLP, y los niveles de Aroclor 1242, α -HCH y endosulfán sulfato sobre el CP2 (LB, PI de DES, AL, PVM; Fig. 2a). En agua, no

se registraron diferencias significativas entre sitios ($F=1,95$; $p > 0,05$) entre y dentro de cada cuenca. Sin embargo, el PCA, muestra que el 79% de la variabilidad de los datos podría explicarse mediante los dos primeros ejes, siendo los niveles de clorotalonil, clorpirifós, γ -HCH y aroclor 1254 tienden a explicar la variación sobre el CP1 (SR, del resto de los sitios) mientras que los niveles de aroclor 1242 y endosulfán sulfato explicarían la variación sobre el CP2 (DES, PI, PLP y PVM; Fig 2b). En peces, se observaron diferencias significativas entre sitios ($F=3,11$; $p=0,001$), aunque al contrario de los sedimentos, éstas fueron registradas en los sitios ubicados sobre el río Xanaes. Al igual que en sedimentos, los peces de los sitios con uso agroindustrial (PI y PLP) de ambas cuencas no mostraron diferencias significativas entre ellos. El PCA muestra que el 88% de la variabilidad se explica con los primeros dos componentes, siendo los niveles de HCB, etridiazol, clorotalonil y clorpirifós, los que permiten separar sobre el CP1 (separando

SR y LB, sitios prístinos, de PLP y DES, sitios con influencia agroindustrial) y los niveles de trifluralina y propanoclor sobre el CP 2 (ambos sitios prístinos; Fig. 2c).

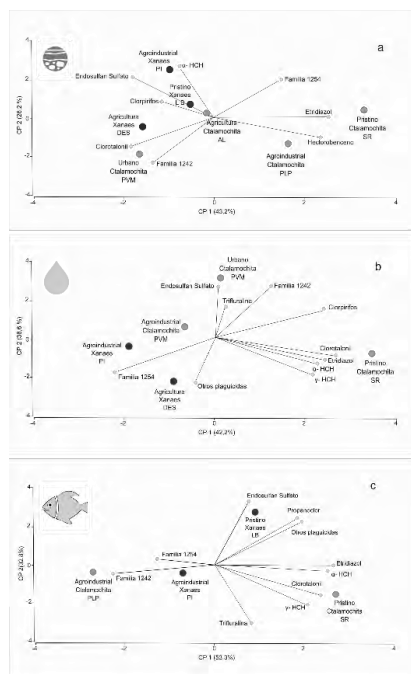


Fig. 2. Sitios con distinto uso del suelo en las cuencas de los ríos Xanaes y Ctlamochita sedimento (a), agua (b) y peces (c). Referencias: LB: La Bolsa; DES: Despeñaderos; PI: Pilar; SR: Santa Rosa; AL: Almafuerte; PLP: Puente Los Potreros; PVM: Pos Villa María.

El presente trabajo es el primer reporte de niveles de Arocloros en diferentes matrices abióticas y biológicas en los ríos Xanaes y Ctlamochita. La presencia de estas mezclas de PCBs en todas las matrices es indicadora del uso pasado de los mismos en la zona. Tanto en el sitio PI sobre el río Xanaes y PLP sobre el río Ctlamochita se encuentran cercanas dos ciudades que poseen actividades agroindustriales (Pilar y Río Tercero respectivamente) en donde se encuentran dos centrales eléctricas además de otras fábricas en donde en el pasado podrían haberse usado este tipo de mezclas como refrigerantes. Otros autores han reportados la presencia de plaguicidas y metales pesados en agua, plantas y camarones en estos ríos (Bertrand et al., 2018; Schreiber et al., 2013; Vreys et al., 2019), indicando cómo la calidad del agua de los

mismos va disminuyendo aguas abajo. La evaluación de los niveles de contaminantes a través de análisis multivariados es una herramienta de suma utilidad para evaluar de manera integrada el estado de las cuencas. Además, estos datos, sirven base sobre los niveles de contaminantes en estas cuencas y a contribuir en la toma de decisiones sobre el uso de las tierras circundantes y a desarrollar posibles medidas de remediación para la protección de los ecosistemas acuáticos.

Referencias

- Avendaño, M.C., Roqué, P., Palomeque, M.E. 2018. An Efficient Extraction Method of Persistent Organic Pesticides in Soil Samples for Their Chromatographic Determination. *Soil Sediment Contam.* 27:426-438.
- Ballesteros, M.L., Rivetti, N.G., Morillo, D.O., Bertrand, L., Amé, M. V., Bistoni, M.A. 2017. Multi-biomarker responses in fish (*Jenynsia multidentata*) to assess the impact of pollution in rivers with mixtures of environmental contaminants. *Sci. Total Environ.* 595:711-722.
- Bertrand, L., Monferran, M.V., Mouneyrac, C., Amé, M.V. 2018. Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. *Chemosphere* 206:265–277.
- Bonanse, R.I., Amé, M.V., Wunderlin, D.A., 2013. Determination of priority pesticides in water samples combining SPE and SPME coupled to GC-MS. A case study: Suquia River basin (Argentina). *Chemosphere* 90:1860-69.
- Congreso de la Nación, 2002. Ley 25670. Presupuestos mínimos para la gestión y eliminación de los PCBs. Argentina.
- MSAL (Ministerio de Salud de la Nación). 2016. Plaguicidas Prohibidos o Restringidos en la República Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Schreiber, R., Harguinteguy, C.A., Manetti, M.D. 2013. Dynamics of organochlorine contaminants in surface water and in *Myriophyllum aquaticum* plants of the river Xanaes in central Argentina during the annual dry season. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 65:466–473.
- SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria). Resolución 511-2011.
- UNEP (United Nations Environmental Protection). 2017. The 16 New POPs. Geneva, Switzerland.
- Vreys, N., Amé, M.V., Filippi, I., Cazenave, J., Valdés, M.E., Bistoni, M.A., Filippi, I., 9. Effect of Landscape Changes on Water Quality and Health Status of *Heptapterus mustelinus* (Siluriformes, Heptapteridae). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 76:453-468.



Ambientes ribereños de una cuenca hortícola: poniendo en valor sus servicios ecosistémicos como alternativa para mitigar la contaminación

M. Paula Barral ^{1,2} y Elena Okada ¹

¹ INTA. Centro Regional Buenos Aires Sur. Estación Experimental Agropecuaria Balcarce. Argentina.

² Universidad FASTA, Facultad de Ingeniería

Email: barral.mariapaula@inta.gob.ar

RESUMEN

La agricultura, tanto extensiva como intensiva, es una de las actividades con mayor impacto en el ambiente. Por lo tanto, la búsqueda de alternativas para prevenir y mitigar estos impactos se torna cada vez más necesaria. En las cuencas agrícolas existen ciertos fragmentos que por sus condiciones ambientales no son “tan atractivos” para la agricultura (ej. suelos anegables), pero que desde el punto de vista ecológico son claves para la provisión de algunos servicios ecosistémicos (SE). Los ambientes ribereños son un claro ejemplo de esta situación y se destacan por su capacidad de reducir los flujos de agua de escorrentía, retener sedimentos, nutrientes y ciertos plaguicidas. En este trabajo se presenta un análisis espacial de la cuenca del Arroyo La Tapera para identificar aquellos ambientes ribereños que serían claves en contribuir a la provisión del SE de purificación de agua. La cuenca en estudio reviste un interés particular ya que concentra gran parte de la producción hortícola del partido de General Pueyrredón. Por lo tanto, la caracterización preliminar de ambientes ribereños de acuerdo a su capacidad potencial para retener contaminantes es un primer paso hacia la búsqueda de alternativas para mitigar la contaminación en zonas que presentan conflictos socio-ambientales.

Palabras claves: CONTAMINACIÓN - ARROYO LA TAPERA - SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

Introducción

La agricultura, tanto extensiva como intensiva, es una de las actividades con mayor impacto en los ecosistemas a nivel global (Tilman et al., 2011). En cuencas hortícolas uno de los impactos potenciales de los cultivos sobre los arroyos está asociado a la llegada de nutrientes, sedimentos y otros contaminantes a través del escurrimiento superficial. Una medida para mitigar este impacto, y de la cual existe numerosa evidencia, es la conservación de las franjas de vegetación ribereña por su rol en: i) reducir los flujos de agua de escorrentía (Schoumans et al., 2014) y ii) retener sedimentos (Syversen and Bechmann, 2004), plaguicidas (Giaccio et al., 2016) y nutrientes (Hoffmann et al., 2009). A escala de paisaje también se encontraron efectos significativos entre la cobertura ribereña de los arroyos de primer orden sobre la calidad del agua de las cuencas (Dodds and Oakes, 2008). Los ambientes ribereños, son poco propicios para la agricultura, pero ecológicamente estratégicos para la planificación, ya que su conservación y/o

mejora podría aumentar la provisión de servicios ecosistémicos (SE) sin competir con la producción agropecuaria. Sin embargo, en los últimos años, el área cultivada se ha extendido hacia estos ambientes disminuyendo su biodiversidad y funcionalidad ecológica. En Argentina, específicamente en cuencas agrícolas, la cuantificación de SE de ambientes ribereños es incipiente y escasa. A pesar de las evidencias internacionales de los beneficios provistos por ambientes ribereños, no existe legislación de protección ni criterios técnicos o científicos claros para recomendar su diseño. En el partido de Gral. Pueyrredón se encuentra uno de los cinturones hortícolas más importantes del país, el cual ha sido foco de varios conflictos socio-ambientales. Por lo tanto, la búsqueda de alternativas para mitigar algunos de los impactos asociados a la producción se torna importante y necesaria. La identificación, caracterización y puesta en valor de ambientes capaces de brindar SE claves como la purificación de agua a través del filtrado de sedimentos y contaminantes sería

un avance significativo para promover su protección y aportar criterios para la planificación sostenible.

Metodología

Área de estudio

La cuenca La Taperá se encuentra ubicada en el partido de General Pueyrredón y abarca una superficie de aproximadamente 18000 ha (Fig.1).

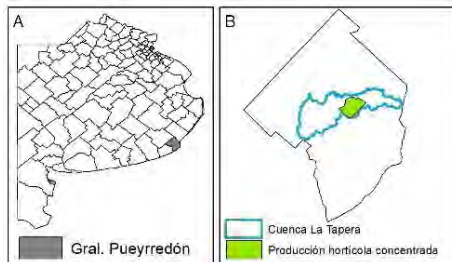


Fig. 1. Área de estudio. A) Localización del partido de Gral. Pueyrredón en la provincia de Buenos Aires. B) Límite de la cuenca La Taperá y localización del área de mayor producción hortícola.

Se compiló la información espacial disponible de la cuenca (clasificación de coberturas, suelos, modelo digital de elevaciones, tipo de suelo, etc.) en un Sistema de Información Geográfica (SIG). En algunos casos, la información se digitalizó en base a imágenes satelitales de alta resolución (Google Earth y Sentinel, Fig. 2).

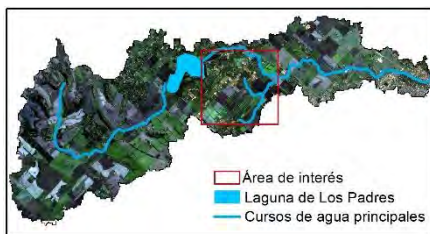


Fig. 2. Imagen satelital Sentinel del 01/07/2018 y cursos y cuerpos de agua permanentes digitalizados.

Modelado de la capacidad de retención de sedimentos por franjas de vegetación ribereña

Para evaluar el rol de los ambientes ribereños en la provisión del SE de purificación agua, se aplicó el modelo propuesto por el protocolo de mapeo de SE, ECOSER (Lattera et al., 2016, 2015). El primer paso consistió en modelar la pérdida potencial de suelo (con la ecuación RUSLE, Renard and Ferreira, 1993). El mapa resultante indica la pérdida de suelo por erosión hídrica de

acuerdo al tipo de suelo, pendiente, erosividad de las precipitaciones y usos de suelo. Luego, la carga de sedimentos que alcanzaría los cauces se calculó aplicando un modelo propuesto por Vanoni (1975). Por último, para modelar la eficacia potencial de retención de sedimentos en los ambientes ribereños de la cuenca se aplicó un índice propuesto por Orúe et al. (2011), el cual pondera las franjas de vegetación ribereña de arroyos pampeanos por su capacidad potencial de retener sedimentos de acuerdo a su posición en la cuenca, es decir, la cantidad de sedimentos que recibe (calculado en los pasos previos) y sus características (área de drenaje y ancho). Éste índice asume la presencia de vegetación ribereña en todos los ambientes con características similares (por ej. simula asumiendo que hay pastizales, que la franja tiene pendientes homogéneas, entre otros).

Resultados y discusión

El modelo utilizado permitió jerarquizar los ambientes ribereños en función de su provisión potencial de retener sedimentos. En el caso del arroyo ubicado en la parte alta de la cuenca, el cual desemboca en la laguna de Los Padres, aproximadamente un 30% presentó valores altos de SE. En la parte baja de la cuenca, los valores más altos de SE coinciden en el área con mayor concentración de producción hortícola (Fig.3).

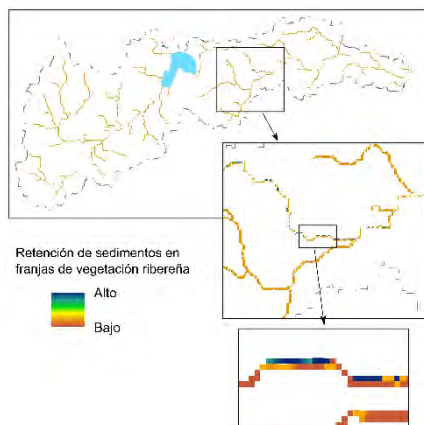


Fig. 3. Mapa del servicio ecosistémico retención de sedimentos en franjas de vegetación ribereña con diferentes ampliaciones (recuadros).

Conclusión

El modelado a escala de cuenca resultó de utilidad para identificar aquellos sectores donde sería más relevante promover la preservación de franjas de vegetación ribereña por su capacidad

de retención de sedimentos. El próximo paso de este trabajo será relevar a campo y caracterizar el estado de esos ambientes para calibrar y validar la modelación a escala de lote.

Agradecimientos

Este trabajo es financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica - Programa de Innovación Tecnológica BID – a través del PICT 2017-0260 y PICT 2016-0576.

Referencias

- Dodds, W., Oakes, R. 2008. Headwater Influences on Downstream Water Quality. *Environm Manag* 41:367–377.
- Giaccio, G., Laterra, P., Aparicio, V.C., Costa, J.L., 2016. Glyphosate retention in grassland riparian areas is reduced by the invasion of exotic trees. *Phyton (B. Aires)*. 9457, 108–116.
- Gonzalez, M., Miglironza, K.S.B., Shimabukuro, V.M., Quiroz Londoño, O.M., Martinez, D.E., Aizpún, J.E., Moreno, V.J., 2011. Surface and groundwater pollution by organochlorine compounds in a typical soybean system from the south Pampa, Argentina. *Environ. Earth Sci.* 65, 481–491.
- Hoffmann, C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, C., Hansen, J., Kronvang, B., 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *J. Environ. Qual.* 38, 1942–1955.
- Laterra, P., Barral, P., Carmona, A., Nahuelhual, L., 2016. Focusing Conservation Efforts on Ecosystem Service Supply May Increase Vulnerability of Socio-Ecological Systems. *PLoS One* 11, e0155019.
- Laterra, P., Barral, P., Carmona, A., Nahuelhual, L., 2015. Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial.
- Medan, D., Torretta, J.P., Hodara, K., de la Fuente, E.B., Montaldo, N.H., 2011. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodivers. Conserv.* 20, 3077–3100.
- Naiman, R., Decamps, H., 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621–658.
- Orúe, M.E., Booman, G., Pedro, L., 2011. Uso de la tierra, configuración del paisaje y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña. En: Laterra, P., Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. (Eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial*. INTA, pp. 237–264.
- Renard, K.G., Ferreira, V.A., 1993. RUSLE Model Description and Database Sensitivity. *J. Environ. Qual.* 22, 458.
- Rodríguez, J.P., Beard, T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S.J., Agard, J., Dobson, A.P., Peterson, G.D., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecol. Soc.* 11.
- Schoumans, O., Chardon, W., Bechmann, M., Gascuel-Odoux, C., Hofman, G., Kronvang, B., Rubæk, G., Ulén, B., 2014. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Sci. Total Environ.* 468–469, 1255–1266.
- Syversen, N., Bechmann, M., 2004. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecol. Eng.* 22, 175–184.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 20260–20264.
- Vanoni, V., 1975. *Sedimentation Engineering. Manual and Report No. 54*. New York.



Gestión del recurso hídrico en la ciudad de Tandil a través del análisis histórico de medidas estructurales y no estructurales

**Rosario S. Barranquero^{1,3}, Agustina Cortelezzi^{2,3}, Rocío F. San Juan^{2,3}, Laura E. Paz^{2,3},
Alejandro Ruiz de Galarreta¹ y Roxana Banda Noriega^{1,4}**

¹Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales (UNICEN – CIC) – Paraje Arroyo Seco S/N (7000), Tandil, Buenos Aires, Argentina.

²Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (UNICEN – CIC) – Paraje Arroyo Seco S/N (7000), Tandil, Buenos Aires, Argentina.

³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

⁴Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA)

Email: aguscorte@gmail.com

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue evaluar la gestión de los recursos hídricos en la ciudad de Tandil en el periodo 1940-2015, a partir del análisis histórico de medidas estructurales y no estructurales. Esta ciudad intermedia está asentada sobre la cuenca del arroyo Languetú, en el centro-SE de la Provincia de Bs.As. Las medidas estructurales como el entubamiento de los afluentes del Languetú, diques de regulación, perforaciones para agua de red, plantas de tratamiento de aguas residuales y el parque industrial, han tenido un rol protagónico. Sin embargo, estas disposiciones no han sido acompañadas por medidas no estructurales (ej. leyes y educación) mostrando un manejo fragmentado, sin considerar la planificación sistémica y sistemática del territorio y la integralidad del ciclo hidrológico.

Palabras claves: LANGUEYÚ, MANEJO, SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Introducción

La urbanización es uno de los procesos de mayor impacto sobre los ecosistemas acuáticos a nivel global. En muchas ciudades del mundo, la degradación de ríos y arroyos urbanos es tan profunda que estos ecosistemas pierden su función y estructura natural. Sin embargo, estas disfunciones ecológicas, descritas como “síndrome del arroyo urbano” (Walsh et al., 2005), son el resultado de decisiones sociales que determinan la manera en que las ciudades crecen. La mayor alteración de un ecosistema urbano se da cuando el manejo adoptado es el entubamiento (Bernhardt y Palmer, 2007). Esta práctica no solo genera la degradación del hábitat sino también el no reconocimiento del ecosistema y de sus problemáticas ambientales asociadas. Los únicos servicios ecosistémicos valorados suelen ser la descarga de efluentes y el transporte de agua de lluvia (Lozano-Rivas y Bolaños Silva, 2011). En este contexto, la gestión del agua es sectorial y orientada a potenciar sólo algunos servicios. Sin embargo, para una gestión integral de los recursos hídricos (GIRH) es fundamental la conceptualización de cuenca y la

consideración de todos los servicios ecosistémicos (GWP, 2000). El objetivo del trabajo fue evaluar la gestión de los recursos hídricos en la ciudad de Tandil en el periodo 1940-2015, a partir del análisis histórico de medidas estructurales y no estructurales.

Área de Estudio

Tandil es una ciudad intermedia asentada sobre la cuenca del arroyo Languetú. Esta cuenca cubre un área de aproximadamente 600 km² en el centro sudeste de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). El arroyo Languetú se origina en las sierras de Tandil a través de la contribución de los arroyos San Gabriel, Del Fuerte y Blanco. Estos dos últimos afluentes cruzan la ciudad entubados en gran parte de su recorrido, vuelven a estar en superficie en un sector de menor urbanización y luego se unen para formar el arroyo Languetú. Este arroyo continúa su escurrimiento por el sector periurbano y rural hasta desembocar en la cuenca del río Salado. En tanto, el agua subterránea se localiza en un

acuífero freático que se recarga a través de agua de lluvia con sentido de flujo regional SO-NE.

Materiales y Métodos

Para evaluar la gestión de los recursos hídricos

en la ciudad de Tandil se llevó a cabo un análisis histórico de las medidas estructurales y no estructurales en el periodo 1940 a 2015, dividido en lapsos de 20 años. Este criterio se determinó teniendo en cuenta la disponibilidad de datos de censos poblacionales a nivel nacional y de documentos locales que reflejan los hechos más relevantes en la ciudad. Si bien los primeros censos nacionales fueron en 1869, 1895 y 1914, recién en la década del 40 se incorporó el hogar como unidad de análisis y la tecnología computacional para el procesamiento de los datos. La información sociodemográfica recolectada fue sistematizada y se analizaron las medidas estructurales y no estructurales a nivel local en los distintos periodos de tiempo.

Resultados

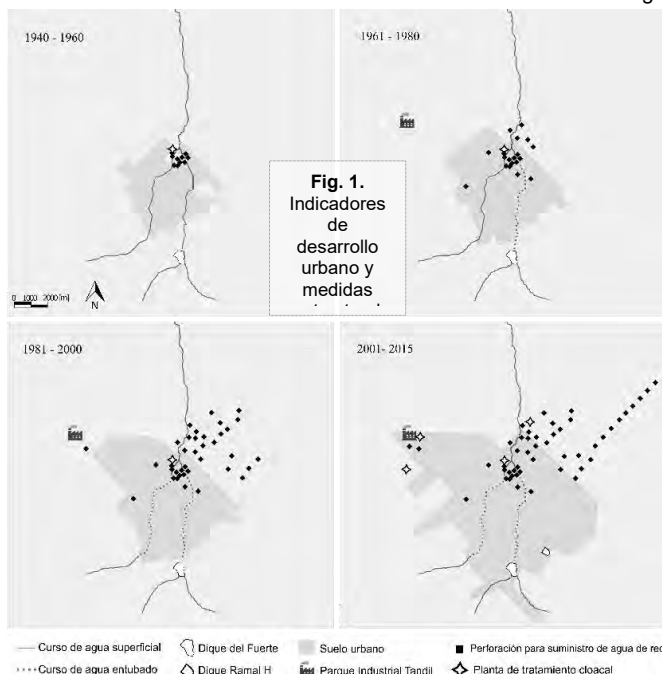
La ciudad de Tandil fue fundada en 1823 como Fuerte Independencia con una población inicial de 400 habitantes. Desde entonces, experimentó un crecimiento importante y la población superó los 45.000 habitantes según el censo de 1940 (Tabla 1).

Tabla 1. Datos socioeconómicos de la ciudad de Tandil en los cuatro periodos considerados.

	1940-1960	1961-1980	1981-2000	2001-2015
Población (N° habitantes)	45703	79429	101010	116916
Cobertura de la red de suministro de agua (%)	n/d	43 (1975)	52 (1982)	95 (2015)
Cobertura de la red cloacal (%)	n/d	16 (1975)	20 (1982)	65 (2015)

El crecimiento poblacional de la ciudad fue del 86% entre los dos primeros periodos de análisis, 63% entre el segundo y el tercero y 57% entre los dos últimos. Si bien los servicios de suministro de agua y red cloacal se expandieron en paralelo al

crecimiento de la población (Tabla 1 y Figura 1), los primeros trabajos para el suministro de agua datan de 1936 mientras que la red cloacal se inició y concretó varios años después. En el caso de la cobertura del servicio de suministro de agua



y de la red cloacal ambos aumentaron más del 60% entre los periodos 2 y 3, y entre el 90% (agua) y el 160% (cloaca) entre los periodos 3 y 4. Otras medidas estructurales registradas son las perforaciones para el suministro de agua, las plantas de tratamiento de aguas residuales y el parque industrial. Los primeros pozos utilizados para la red de suministro de agua se construyeron en el centro urbano, y los últimos se ubicaron más alejados entre sí y hacia el noreste, coincidiendo con el sentido de drenaje superficial y subterráneo de la cuenca. Hasta el año 2015, la red de abastecimiento de agua contaba con 47 pozos, la mayoría ubicados en el sector urbano. El servicio de red cloacal comenzó en la década del 40' con una planta de tratamiento con capacidad para procesar 40.000 m³/día de efluentes. En el año 2010, se agregó una nueva planta de tratamiento hacia el noreste de la anterior con una capacidad de 18.000 m³/día. En el 2014, se construyó una tercera planta con capacidad para tratar 2.500 m³/día y otra más pequeña en el Parque Industrial Tandil (PIT). Este parque se creó en 1974, aunque muchas de las industrias de la ciudad están

ubicadas fuera de él, particularmente en las márgenes del arroyo Langueyú. Además, en todos los períodos se han realizado trabajos asociados con el drenaje urbano, como los entubamientos de los dos afluentes principales del Langueyú (Del Fuerte y Blanco) y los diques de regulación de aguas de lluvia en el sector de cabeceras (Del Fuerte y Ramal H). Si bien una vez que se forma el arroyo Langueyú continúa en superficie, el curso es modificado mediante el dragado y la profundización del cauce.

Las principales medidas no estructurales en Tandil, se llevaron a cabo únicamente en el último período considerado (2001–2015) y se limitaron a regulación normativa: ordenamiento local sobre apropiación y uso de la tierra urbana (Plan de Desarrollo Territorial de Tandil, 2005); limitación de la minería y creación de un área protegida (Paisaje Protegido "La Poligonal", 2011); y ordenamiento de la expansión urbana en el sector de serranías en relación al suministro de agua potable y el tratamiento de aguas residuales (Ordenanzas Municipales 8.263/2001 y 12.978/2012).

Discusión

La falta de planificación conjunta de los servicios de agua y cloacas en la ciudad de Tandil es un reflejo de una concepción de manejo fragmentada que no se corresponde con los principios de la GIRH. Esta concepción también se registra en otras ciudades de Latinoamérica en las cuales no se consideran los recursos asociados al agua ni la integralidad del ciclo hidrológico (Jouravlev, 2003). Las medidas estructurales han tenido un rol protagónico en la ciudad tanto en el manejo de los recursos hídricos superficiales como subterráneos. Se han llevado adelante numerosas obras como las perforaciones para el suministro de agua de red, las plantas de tratamiento cloacal, el funcionamiento del PIT y el drenaje de las aguas pluviales. No obstante, estas medidas presentan problemáticas asociadas: afectación al agua subterránea por la densidad de perforaciones para el suministro de agua de red; problemas de funcionamiento en las plantas de tratamiento cloacal por las conexiones clandestinas de los desagües de aguas pluviales de los hogares a la red cloacal; localización de industrias fuera del PIT con vultros de efluentes no adecuadamente tratados al arroyo; afectación de la red de pluvial por las conexiones clandestinas de efluentes industriales y de aguas residuales (Cortelezzi et al., 2019). Estas problemáticas urbanas son complejas y multicausales, pero a su vez fuertemente asociadas a una concepción

utilitaria de los ecosistemas que contempla el arroyo como vía de drenaje de aguas pluviales y sumidero de residuos y efluentes (Lafflitt et al., 2017). Esta concepción se refleja en las decisiones sociales vinculadas a los recursos hídricos adoptadas en la cuenca del arroyo Langueyú. Sumado a esto, la falta de medidas no estructurales es una debilidad común en numerosos países de América Latina, entre otras razones, por la urgencia de respuesta a necesidades básicas insatisfechas (Dourojeanni et al., 2002). Particularmente en Tandil, las medidas no estructurales, limitadas a regulación normativa, reflejan la concepción de lo natural acotado al paisaje y al uso urbano del suelo, con una planificación del territorio con importantes limitaciones y sin conciencia social del entorno sistémico y de la integralidad del ciclo hidrológico (Grimm et al., 2008).

Referencias

- Bernhardt, E., and Palmer, M.A. 2007. Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology*, 52:738-751.
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A. y Chávez, G. 2002. Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica. *CEPAL, Naciones Unidas*. Santiago de Chile. 83 pp.
- Cortelezzi, A., Barranquero, R.S., Marinelli, C.B., F. San Juan, M.R., Cepeda, R.E. 2019. Environmental diagnosis of an urban basin from a social-ecological perspective. *Science of the Total Environment*, 15: 267-277.
- Grimm, N.B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J.M., Hopkinson, C.H., Nadelhoffer, K.J., Pataki, D.E. and Peters, D.P.C. 2008. The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6:264-272.
- GWP (Global Water Partnership). 2000. Integrated Water Resources Management. Technical Advisory Committee, Sweden.
- Jouravlev, A. 2003. Los municipios y la gestión de los recursos hídricos. *CEPAL, Naciones Unidas*. Serie 66, Santiago de Chile.
- Lafflitt, C.M., Porta, A., Blanco, E.R. y Nieto, D. 2017. Impermeabilización y riesgo ambiental: cuenca Matanza-Riachuelo. *Ingenium*, 4:26-33.
- Lozano-Rivas, W.A. y Bolaños Silva, T.B. 2011. Ríos urbanos y no-urbanos: percepciones en jóvenes universitarios 1. *La juventud*.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M. and Morgan, R.P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *JNABS*, 24:706-723.



Efectos del fenómeno hidrológico de El Niño Oscilación del Sur (ENOS) sobre el fitoplancton de la Cuenca Matanza-Riachuelo: implicancias en el biomonitoreo

Delia Elena Bauer¹, María Belén Sathicq¹, Jorge Luis Donadelli¹ y Nora Gomez¹

¹ Instituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" (UNLP-CIC-CONICET)-Boulevard 120 N° 1462 La Plata (1900) Buenos Aires, Argentina
Email: nora@ilpla.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue evaluar las implicancias del fenómeno ENOS en el biomonitoreo de la cuenca Matanza-Riachuelo. Para esta finalidad se analizaron conjuntamente los cambios en la biomasa y composición específica del fitoplancton y variables ambientales, considerando arroyos tributarios y canal principal y las distintas fases de este fenómeno hidrológico (Neutral, La Niña y El Niño). Los resultados demostraron diferencias significativas en el pH, turbidez, amonio, fosfato y en la biomasa y composición específica del fitoplancton. De acuerdo a la ubicación en la cuenca solo se hallaron diferencias significativas en la concentración de oxígeno disuelto, mayor en los tributarios. Las respuestas del fitoplancton al fenómeno ENOS alertan sobre la necesidad de considerar este factor hidrológico en los programas de biomonitoreo, capturando así la variabilidad que introduce este fenómeno en la ecología de los ecosistemas acuáticos.

Palabras claves: FITOPLANCTON – EUTROFIZACIÓN - ENOS (El Niño Oscilación del Sur)

Introducción

Entre las comunidades acuáticas que habitan los ríos el fitoplancton es capaz de manifestar respuestas a factores ambientales de origen físico, químico, hidrológico y biótico. El fitoplancton procesa grandes cantidades de energía y nutrientes y también se ve afectado indirectamente por los efectos del uso del suelo. Su alto grado de sensibilidad hace que sea un indicador útil para detectar y caracterizar cambios ambientales (Paerl et al., 2007). En tal sentido el aumento en la biomasa del fitoplancton es una respuesta ampliamente reconocida a la eutrofización en ríos (Smith, 2003), en tanto la composición específica de los ensambles pueden manifestar cambios ambientales tales como los que genera el fenómeno hidrológico El Niño Oscilación del Sur (ENOS) (Sathicq et al., 2015). A su vez, por hallarse en suspensión en la columna de agua y ser transportado a lo largo de los ríos, es adecuado para evaluar a mediana y gran escala los cambios que suceden en las cuencas (Stevenson y White, 1995). Por lo tanto, resulta apropiada su incorporación en los programas de monitoreo de ríos.

En los sistemas fluviales de la llanura pampeana, con baja velocidad de corriente, el fitoplancton encuentra condiciones favorables para su desarrollo (Bauer, 2009). Entre ellos se

encuentra la cuenca Matanza-Riachuelo que abarca una de las zonas más densamente poblada de la Argentina con más de 5.000.000 de habitantes. Allí se localizan aproximadamente 4.000 establecimientos industriales y de servicios, de los cuales se estima que sólo el 40 % se encuentra conectado a la red cloacal, mientras que los restantes vuelcan sus efluentes directamente a los cursos de agua (www.acumar.gob.ar)

Con la finalidad de evaluar las implicancias del fenómeno ENOS en el biomonitoreo de la cuenca, se analizaron los cambios en la biomasa y composición específica considerando arroyos tributarios y canal principal y las distintas fases de este fenómeno hidrológico conjuntamente con variables ambientales.

Materiales y métodos

Para esta investigación se analizó la información obtenida de 12 campañas de muestreo, realizadas entre los años 2008 y 2016, en 21 sitios de muestreo. De estos, 15 se localizaron en los tributarios (denominados como arroyos tributarios: AT) y los restantes en el canal principal (denominados canal principal: CP) (Fig. 1). Los muestreos realizados fueron clasificados según los períodos hidrológicos del fenómeno ENOS en Neutral/La Niña/El Niño, utilizando los

valores del Índice de Oscilación del Sur (IOS). A partir de esta información se seleccionaron tres campañas de muestreo (junio y noviembre de 2010 y noviembre de 2015) como representativas de los períodos Neutral, La Niña y El Niño (CN, CL y CE respectivamente) para analizar detalladamente la composición específica del fitoplancton.



Fig.1. Localización de los sitios de muestreo.

En cada sitio de muestreo se midieron, con un sensor multiparamétrico (HORIBA U-50): pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad. También se colectaron muestras de agua para el análisis de clorofila. Las concentraciones de este pigmento se determinaron de acuerdo a Clesceri et al. (1998) y se clasificaron en oligo-meso-eutróficas ($<10/10\text{-}30/30\mu\text{g/L}$) según Smith (2003) para ríos.

Durante los muestreos correspondientes a las campañas seleccionadas para analizar la composición específica en las 3 fases del ENOS se colectaron muestras destinadas al análisis del fitoplancton, que fue cuantificado con microscopio invertido. Para la identificación de las especies se empleó bibliografía específica. La composición de los ensamblajes fitoplanctónicos se analizó luego de seleccionar las especies que alcanzaron más del 1 % de abundancia relativa en la totalidad de las muestras y que tuvieron una frecuencia mayor al 5 %. En estas 3 campañas también se midió turbidez, y se extrajeron muestras de agua para la determinación de nutrientes disueltos (P-PO_4^{3-} , N-NH_4^+ , N-NO_3^- y N-NO_2^-) (Mackereth et al., 1978).

Análisis estadístico

Para analizar las diferencias entre el factor ubicación en la cuenca (AT y CP) y el factor fase del ENOS (CN, CL y CE) se utilizaron ANOVA de 2 factores (para variables ambientales y clorofila), ANOSIM y SIMPER (para composición específica). También se utilizó un ordenamiento multidimensional no métrico (MDS) para observar la distribución de los casos en las 3

fases del ENOS de acuerdo a la composición específica (Ramette, 2007).

Resultados

Variables ambientales

Como resultado del ANOVA, realizado a partir de los datos de las variables físico-químicas medidas durante las tres fases del ENOS, se observó que el pH ($p < 0,001$) conjuntamente con la turbidez ($p = 0,045$) fueron significativamente mayores en El Niño, mientras que las concentraciones de amonio ($p < 0,001$) y fosfato ($p = 0,02$) lo fueron durante La Niña (Tabla 1). La única variable que resultó significativamente distinta entre AT y CP fue el oxígeno disuelto ($p = 0,002$), que fue mayor en los primeros.

Tabla 1. Promedio de variables físico-químicas correspondientes a 12 campañas de muestreo¹, y a los 3 muestreos seleccionados para analizar la composición específica².

	CN	CL	CE
¹ Temperatura (°C)	13,0	22,2	23,6
¹ pH	6,9	7,8	7,9
¹ Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	1192	1944	1537
¹ Oxígeno disuelto (mg/L)	4,6	3,9	4,6
² N-NO_3^- (mg/L)	0,5	0,7	0,6
² N-NO_2^- (mg/L)	0,1	0,4	0,3
² N-NH_4^+ (mg/L)	1,0	5,0	2,3
² P-PO_4^{3-} (mg/L)	0,5	1,8	1,1
² Turbidez (UNT)	49	48	108

Biomasa

Los valores de biomasa, expresados, como clorofila *a*, fluctuaron entre 0 y 540 $\mu\text{g/L}$; la correlación de este descriptor del fitoplancton con el IOS fue positiva y significativa ($R_s = 0,22$, $p < 0,001$). Los valores promedio de biomasa resultaron 40,8, 53,5 y 29,1 $\mu\text{g/L}$ para el CN, CL y CN respectivamente. En tanto las diferencias entre AT y CP (promedios 47,6 y 29,5 $\mu\text{g/L}$ respectivamente) no fueron significativas. Los valores de las concentraciones de clorofila para las 12 campañas correspondieron 9,5% al rango de oligotróficos, 42,9% mesotróficos y 47,6% eutróficos. Dentro de cada fase del ENOS la cantidad de casos eutróficos fue $\text{CL} > \text{CN} > \text{CE}$.

Composición específica

El análisis pormenorizado de los ensamblajes fitoplanctónicos en las 3 fases del ENOS permitió identificar un total de 222 taxa, 82 de ellos fueron seleccionadas para los análisis. Como resultado del análisis de similitud (ANOSIM) no se separaron significativamente los ensamblajes fitoplanctónicos entre AT y CP (R Global: -0,147). Sin embargo, si se observaron diferencias significativas entre las distintas fases del ENOS (R Global: 0,523; $p = 0,001$).

Como resultado del análisis de porcentaje de semejanza (SIMPER) se diferenciaron CN vs CL un 78 %, CN vs CE un 77 % y CL vs CE un 78 %. Las especies que más contribuyeron a estos resultados fueron por ejemplo cianobacterias como *Jaaginema subtilissimum*, *Phormidium chlorinum*, diatomeas especialmente *Nitzschia palea* y clorofitas clorococales como *Dictyosphaerium pulchellum*.

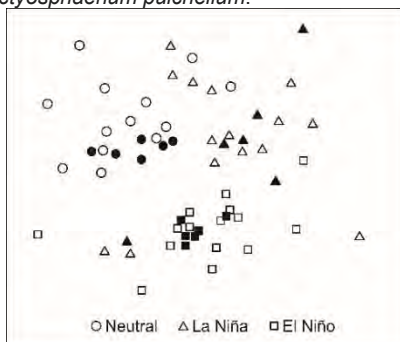


Fig. 2. Diagrama de dispersión del ordenamiento multidimensional no métrico (MDS) realizado en base a la composición específica de los ensambles. Símbolos blancos: Arroyos Tributarios, símbolos negros: Canal Principal.

Como resultado del MDS se pudo apreciar la distribución de los casos correspondientes a las 3 fases del ENOS, ordenadas de acuerdo a la semejanza de los ensambles (Fig. 2).

Discusión

El grado de contaminación alcanzado en toda la cuenca Matanza-Riachuelo se manifestó en las respuestas del fitoplancton que no demostraron diferencias significativas entre AT vs CP. Estos resultados revelan la pérdida de heterogeneidad espacial en los patrones de distribución de los ensambles fitoplanctónicos, propia de cuencas contaminadas (Bauer, 2009). Por otra parte, la influencia del fenómeno hidrológico ENOS, actuando a una escala regional, fue capaz de generar diferencias significativas entre CN, CL y CE, en las variables ambientales analizadas, como turbidez, pH y concentraciones de amonio y fosfato y en las características del fitoplancton analizadas (biomasa y composición).

De acuerdo a los rangos de concentración de clorofila propuestos por Smith (2003) la cuenca reúne valores compatibles con estados eutróficos en aproximadamente la mitad de todos los casos analizados, sin diferenciarse significativamente según su ubicación en la cuenca. Por otra parte, si se diferenciaron según las fases del ENOS, manifestándose menos eutrófica durante El Niño.

En relación a la composición específica, las especies con mayor representación en los ensambles estudiados fueron características de ambientes eutróficos y correspondieron a organismos tolerantes a la contaminación (Bauer, 2009).

Las respuestas del fitoplancton al fenómeno ENOS sobre la biomasa fitoplanctónica y en la composición específica, alertan sobre la necesidad de considerar este factor hidrológico en los diagnósticos de las cuencas para así obtener diagnósticos más certeros. Esta observación resulta relevante para los programas de monitoreo, enfatizando la necesidad de desarrollar estrategias de muestreo que permitan capturar la variabilidad que introduce el ENOS en la ecología de los ecosistemas acuáticos.

Bibliografía

- Bauer, D.E. 2009. Tesis doctoral: Ecología del fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de la calidad del agua, tesis N° 1039, 226 p.
- Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. and Eaton, A.D. (eds.) 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, American Public Health Association, Washington D.C.
- Mackereth, F.J., Heron, F.J.H. and Talling, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N° 36, 120 p.
- Paerl, H.W., Valdes-Weaver, L.M., Joyner, A.R. and Winkelman, V. 2007. Phytoplankton indicators of ecological change in the eutrophying Pamlico Sound System, North Carolina. Ecological Applications, 17(5): 88-101.
- Ramette, A. 2007. Multivariate analyses in microbial ecology, FEMS Microbiology Ecology, 62 (2): 142-160.
- Sathicq, M.B., Bauer, D.E., and Gómez, N., 2015. Influence of El Niño Southern Oscillation phenomenon on coastal phytoplankton in a mixohaline ecosystem on the southeastern of South America: Río de la Plata estuary. Mar. Pollut. Bull. 98, 26-33.
- Smith, V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. Environmental Sciences and Pollution Research 10: 126-139.
- Stevenson, R.J. and White, K.D. 1995. A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA. Hydrobiologia 297: 201-216.

Estudio multitemporal de la cobertura de agua y su relación con eventos climatológicos extremos en ambiente de llanura (provincia de Buenos Aires, Argentina)

Vanessa Bohn^{1,2}

¹ Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur – 12 de octubre 1098, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina.
Email: vanessa.bohn@uns.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue cuantificar la variación de las áreas cubiertas por agua y su relación con eventos climatológicos extremos en una región de llanura (período 1987-2011). Se utilizaron bases de datos nacionales y globales, datos climatológicos y satelitales. Estos últimos se analizaron para el estudio de la dinámica de la cobertura de agua en el área de estudio. Como resultado se obtuvo que dicha cobertura superó el área ocupada en forma permanente en 14 oportunidades mientras que, en 29 ocasiones (meses), se presentó por debajo de ese valor. Los valores medio y máximo de área inundada fueron de 230.86 km² (1 % del total del área de estudio) y 1858.45 km² (5.46 %), respectivamente. Se destacaron dos períodos de eventos extremos, los años 2000-2003 (exceso hídrico) y 2008-2009 (déficit). Ambos se correlacionaron con las máximas y mínimas áreas cubiertas por agua y presentaron una larga duración (entre 23 y 25 meses).

Palabras claves: COBERTURA DE AGUA - EVENTOS EXTREMOS - DATOS SATELITALES.

Introducción

Los excesos y déficits hídricos, en ambientes de llanura, constituyen problemáticas ambientales de gran impacto en el territorio y han sido extensamente estudiados a nivel mundial (Balica, 2012; Scarpati y Capriolo, 2013). Ya hacia fines del siglo XIX, en la región pampeana argentina, Florentino Ameghino (Ameghino, 1969), expresó la necesidad de hacer obras de retención de las aguas y no obras de desagüe como los canales de drenaje, a fines de mitigar los efectos devastadores de los períodos de sequía y resaltó la importancia de mantener los humedales superficiales como reservorios. Las oscilaciones climáticas que definen la alternancia de inundaciones y sequías en la región no presentan una gran regularidad (Bohn et al., 2016) por lo que la elaboración de un registro de sus principales efectos sobre el territorio es relevante. El objetivo de este trabajo fue analizar cuantitativamente la variación de la cobertura de agua y su relación con eventos climatológicos extremos en una región de llanura durante 25 años (1987-2011) a fin de generar información que podrá ser utilizada por

los tomadores de decisión e incorporada a futuros planes de mitigación.

Área de estudio

El área de estudio se localiza en la llanura pampeana argentina, fue delimitada de acuerdo al path/row de la escena LANDSAT 226/085 (~34 000 km²) y se localiza en el sector sur de la cuenca del Río Salado y norte de la cuenca del río Vallimanca (Scarpati y Capriolo, 2013) (Fig.1). Como principal característica del ambiente en relación a sus balances hídricos, se cita el predominio de los movimientos verticales de agua sobre los horizontales (Kruse y Laurencena 2005). Desde un punto de vista climático, se desarrolla en un clima templado (Scarpati y Capriolo 2013).

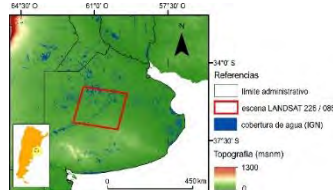


Fig. 1.
Localización del área de estudio en la provincia de Buenos Aires, Argentina.

Materiales y Métodos

Para el estudio multitemporal de las áreas cubiertas por agua se analizaron las imágenes satelitales LANDSAT disponibles (libres de nubes), para el período 1987-2011, escena 226/085 (44 imágenes). Se utilizó el producto de reflectancia superficial nivel 2 provisto por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov>). El procesamiento digital incluyó la segmentación de las imágenes para la obtención de la clase “agua” y su posterior análisis en un Sistema de Información Geográfica.

Para cuantificar la magnitud de las variaciones en las coberturas de agua se realizó una comparación entre las áreas obtenidas mediante el procesamiento digital de imágenes satelitales y las extensiones de agua correspondientes a lagunas permanentes (LP) y máximas, medias y mínimas extensiones de cobertura de agua. La primera de ellas fue obtenida de la base de datos del Instituto Geográfico Nacional (IGN) (E: 1: 250000) mientras que las máximas extensiones (ME) de agua se obtuvieron de la base de datos Global Water Surface (Pekel et al., 2016). Los valores medios, mínimos y máximos del período fueron calculados a partir de la serie de datos producida en el presente trabajo. Esta dinámica areal se relacionó con las variables climáticas de precipitación y evapotranspiración, a través del análisis de las series de datos del Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (en inglés, SPEI). Los valores del índice para la coordenada geográfica 35.75 S / 60.75 O (período 1987-2011) fueron obtenidos de la página web del SPEI (<https://spei.csic.es>). Este es un índice climático mensual calculado a partir de la diferencia entre la precipitación acumulada en un período de tiempo y la evapotranspiración potencial. Permite detectar, analizar y monitorear la sequía, de acuerdo con valores de referencia según los cuales los valores superiores a 0.99 e inferiores a -0.99 indican períodos húmedos y secos, respectivamente. Además, puede ser calculado para diferentes escalas de tiempo (desde 1 a 48 meses). En el presente trabajo se analizó la escala temporal 12 meses debido a que esta refleja la dinámica de las aguas superficiales (Vicente Serrano et al., 2010).

Los eventos extremos de inundación fueron analizados, también, de acuerdo con los conceptos de: *Duración*, período durante el cual el índice SPEI se encuentra por debajo del umbral seleccionado; *Intensidad*, promedio de

valores del índice durante el período en que el mismo está por debajo del umbral seleccionado; y *Magnitud*, la cual representa la acumulación del déficit por debajo del umbral seleccionado durante el período de la sequía – se estima como el producto de la duración y la intensidad. Los mismos fueron definidos por Podestá et al. (2016) para los eventos de sequía y fueron adecuados, en el presente trabajo, a los eventos de exceso o inundación. Se definieron, también, las fases inicial y de finalización de los eventos extremos sobre la base del siguiente criterio (Podestá et al., 2016): los episodios de sequía/inundación comienzan cuando el SPEI toma valores por debajo/encima de un umbral dado, y finalizan cuando nuevamente se encuentra por encima/debajo de dicho umbral.

Resultados

Análisis multitemporal de la cobertura de agua

A lo largo de la serie de datos obtenida del procesamiento digital de imágenes satelitales no se obtuvo ningún registro que superara las ME (Tabla 1). El valor medio estimado para el período fue superado en 12 oportunidades (~ 27 % de los casos) (ej.: enero de 1998) mientras que se situó por debajo en 31 meses (70 % de los casos) (ej.: septiembre de 1991). La extensión de las LP fue superada en 14 ocasiones (ej.: 2000-01). En tanto, durante 29 meses la extensión hallada fue menor destacándose el año 2008 (Tabla 1), en concordancia con los déficits de agua en el suelo hallados por Scarpati y Capriolo (2013), para la región.

Tabla 1. Cobertura de agua (km²) para el área de estudio de acuerdo a bases de datos globales y nacionales y procesamiento digital de imágenes satelitales

Período / base de datos	Cobertura de agua (km ²)
Área mínima (1987-2011)	3.43
Área media (1987-2011)	230.86
Máxima cobertura de agua (Pekel et al., 2017)	3488.64
Cobertura de agua total (IGN)	3120
Cobertura de agua permanente (IGN)	192.87

Determinación de extremos hidrológicos

Del análisis de la serie de datos del SPEI se obtuvo que, de un total de 811 meses analizados, el 65 % de los casos fueron normales desde el punto de vista pluviométrico. Los eventos secos y húmedos fueron similares entre sí en cuanto a su frecuencia (~18 y 15 %, respectivamente). Se destacaron 4 períodos húmedos y 2 secos. En el primero de los casos, presentaron una máxima duración de 27 meses

y una mínima de 10. La mayor magnitud fue calculada para el período más largo, el que ocurrió entre los meses de noviembre de 2000 y febrero de 2003 (magnitud = 40.23) (Fig. 2). En el caso de los períodos secos, la mayor magnitud hallada fue de -22.72 (Fig. 2). De este modo, los eventos ocurridos en 2000-2003 y 2008-2009 han sido los más relevantes en concordancia con lo hallado por Badano (2010) y Scarpati y Capriolo (2013) con relación al estudio de niveles freáticos y a la cuantificación de excesos y déficits de agua en el área de estudio, respectivamente.

Respecto de las fases del mayor período húmedo, la inicial duró 6 meses y la de finalización fue de 11 meses (Fig. 2). Para el mayor período seco, la fase de comienzo tuvo una duración de 14 meses y la fase de finalización alcanzó los 6 meses.



Fig. 2. Evolución del SPEI a escala 12 meses y variación areal de la cobertura de agua para el período 1987-2011, para el área de estudio. Se destaca en tono gris la banda (1, -1) correspondiente a la categoría normal del SPEI.

Conclusiones

El análisis de bases de datos nacionales y globales en relación con la generación de datos de áreas inundadas para un período de 25 años mostró que su dinámica espacial es un efecto de los períodos categorizados como extremadamente húmedos y/o secos a escala 12 meses (ej.: años 1987, 1993, 1998, 2002 y años 1989, 2000, 2009, respectivamente) (Fig. 2). En todos los casos, el SPEI superó los valores de 1 (eventos húmedos) o -1 (eventos secos) y las áreas fueron superiores (eventos húmedos) a las extensiones areales de carácter permanente (IGN) o inferiores (eventos secos). No obstante, se constató que la respuesta de las áreas inundadas al SPEI puede verse influenciada por aspectos secundarios, relacionados a la complejidad del fenómeno estudiado (i.e. turbidez de las aguas). En cuanto a la ocurrencia de eventos extremos, el área de estudio presentó un balance entre el número de eventos húmedos y secos, siendo muy similares. En cuanto al tiempo de retorno, no fue posible establecer un valor debido a que fueron muy disímiles, con períodos de tiempo de 2 a 6 años. En todos los casos analizados, tanto de

déficits como de excesos, se registró un largo período para las fases de comienzo (6 – 14 meses) lo cual constituye una herramienta a tener en cuenta para la predicción de catástrofes hidrológicas en la región.

Agradecimientos

La autora agradece al IGN, al USGS, al PGI “Vulnerabilidad hidrológica y problemas ambientales en cuencas hidrográficas de llanura (región pampeana, Argentina)” (subsidiado por la UNS) y al CONICET.

Referencias

- Ameghino, F. 1969. *Las secas y las inundaciones en la provincia de Buenos Aires – Obras de retención y no de desagüe*. Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. 3era. Edición, La Plata.
- Badano, N. 2010. *Modelación Integrada de Grandes Cuencas de Llanura con Énfasis en la Evaluación de Inundaciones*. UBA, BsAs.
- Balica, S.F. 2012. *Applying the flood vulnerability index as a knowledge base for flood risk assessment*. UNESCO-IHE, The Netherlands.
- Bohn, V.Y., Delgado, A.L., Piccolo, M.C. y Perillo, G.M.E. 2016. Assessment of climate variability and land use effect on shallow lakes in temperate plains of Argentina. *Environmental Earth Sciences* 75 (9):818.
- Kruse, E. y Laurencena, P. 2005. Aguas superficiales: Relación con el régimen subterráneo y fenómenos de anegamiento. *XVI Congreso Geológico Argentino - Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires*, La Plata, 313 – 326.
- Pekel, J., Cottam, A., Gorelick, N. y Belward, A. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature* 540: 418-422.
- Podestá, G., Skansi, M., Herrera, N. y Veiga, H. 2016. *Descripción de índices para el monitoreo de sequía meteorológica implementados por el Centro Regional del Clima para el Sur de América del Sur. Reporte CRC-SAS-2015-001*. Centro Regional del Clima para el Sur de América del Sur.
- Scarpati, O. y Capriolo, A. 2013. Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones Geográficas* 82: 38-51.
- Vicente Serrano, S., Beguería, S. y López Moreno, J. 2010. Multiscale drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23: 1696-171.



Análisis estadístico de eventos secos y húmedos en la cuenca del arroyo Napostá Chico (provincia de Buenos Aires, Argentina)

Vanessa Yael Bohn^{1,2}

¹Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur (UNS) – 12 de Octubre y San Juan, 4to. Piso (8000) Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina.
Email: vanesa.bohn@uns.edu.ar

RESUMEN

La cuenca del arroyo Napostá Chico se desarrolla en una planicie de pendiente regional, en el sur de la provincia de Buenos Aires y presenta una extensión de 2000.8 km². La laguna Unamuno le otorga su carácter endorreico a la vez que recibe el aporte del arroyo homónimo (~ 0.8 m³/s). El objetivo del presente trabajo es realizar un análisis estadístico (sobre la base de datos del índice climático SPEI) de los eventos húmedos y secos ocurridos en la mencionada cuenca, durante un período de 68 años (1951-2018). Como resultado, teniendo en cuenta las distintas categorías de eventos, se obtuvo una ocurrencia de 17 y 12 eventos húmedos y secos, respectivamente. En cuanto a su duración, los eventos de categoría moderada se prolongaron, entre 2-6 meses tanto para eventos secos como húmedos. En tanto, los eventos que alcanzaron una categoría extrema, se prolongaron por períodos de 5 a 19 meses de duración. La información generada no permite identificar patrones de ocurrencia temporal de las diferentes categorías de eventos. Sin embargo, se constató el predominio (en número) de los eventos húmedos sobre los secos.

Palabras claves: CUENCA ENDORREICA - ANALISIS ESTADISTICO - EVENTOS EXTREMOS.

Introducción

La provincia de Buenos Aires, localizada en la región pampeana argentina, posee una extensión de 307571 km² y su altitud no excede los 300 m excepto hacia el sur, donde los sistemas positivos de Tandilia y de Ventania alcanzan los 520 y 1240 msnm, respectivamente (Scarpati y Capriolo, 2013) (Fig. 1). Es, por tanto, una planicie de escasa pendiente en la que predominan, desde el punto de vista hidrológico, los movimientos verticales sobre los horizontales (Kruse y Laurencena, 2005). Los ciclos de sequía e inundación constituyen uno de los fenómenos de mayor impacto que afectan, en forma recurrente y con extrema severidad, la hidrología y la actividad agrícola de la provincia. Asimismo, la variabilidad hidrológica en lagunas de la pampasia bonaerense es un hecho reconocido por varios autores (Dangavs, 2005; Bohn et al., 2011) quienes lo relacionan fundamentalmente con los períodos de sequía-inundación, característicos del clima pampeano.

La principal actividad económica de la región, la agrícola –ganadera se ve afectada, también, por

los mencionados ciclos. Al respecto, existen acciones gubernamentales para la respuesta a la emergencia siendo, mayormente, posteriores al evento o catástrofe. Se cita, por ejemplo, la declaración de estados de emergencia por medio de los cuales se otorga un beneficio a los productores que han sido afectados por los efectos del incremento de las áreas lagunares o aparición de nuevos cuerpos de agua o por la ocurrencia de sequías. No obstante, resulta relevante tomar medidas preventivas y de mitigación orientadas a evitar los daños que afectan, fundamentalmente, a los productores rurales. El presente trabajo tiene como objetivo el análisis estadístico de los eventos húmedos y secos ocurridos en la cuenca del arroyo Napostá Chico a fin de contribuir, mediante la generación de información cuantitativa, con futuros estudios sobre vulnerabilidad hidrológica del área de estudio.

Área de estudio

La cuenca del arroyo Napostá Chico se desarrolla en el sur de la provincia de Buenos Aires y presenta una extensión de 2000.8 km²

(Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación). La laguna Unamuno le otorga su carácter endorreico a la vez que recibe el aporte del arroyo homónimo ($\sim 0.8 \text{ m}^3/\text{s}$) (Figura 1). Posee un gradiente N-S con las nacientes del arroyo influenciadas por el sistema de Ventania (Figura 1) y, al sur se destaca el desarrollo de una importante cadena de médanos (Cortizo e Isla, 2007). Desde un punto de vista climático, el área de estudio se desarrolla en un clima templado (Scarpati y Capriolo 2013), con valores de precipitación anual que oscilan entre los 500-600 mm/año y temperaturas medias de 14°C . El uso del suelo predominante es el de la agricultura y ganadería (Paruelo et al., 2005).

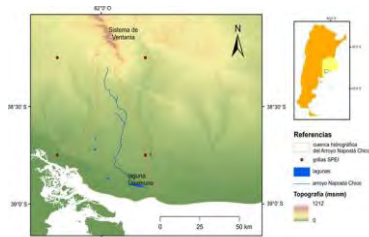


Fig. 1. Localización del área de estudio. Se destaca la grilla SPEI analizada (1)

Materiales y Métodos

Para la determinación de los eventos húmedos y secos de la región, se analizaron series de datos correspondientes al índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI) (Vicente Serrano et al., 2010), considerando eventos a aquellos lapsos de tiempo en los que $-0.99 > \text{SPEI} > 0.99$ durante más de 2 meses consecutivos. El SPEI es un índice climático mensual calculado a partir de la diferencia entre la precipitación acumulada en un período de tiempo y la evapotranspiración potencial. Permite detectar, analizar y monitorear la sequía de manera más acertada, de acuerdo a valores de referencia (Tabla 1). Además, puede ser calculado para diferentes escalas de tiempo (desde 1 a 48 meses). En el presente trabajo se analizó la escala temporal 12 meses debido a que la misma refleja la dinámica de las aguas superficiales (Vicente Serrano et al., 2010). Los valores del índice para la región fueron obtenidos de la página web del SPEI (<http://sac.csic.es/spei/home.html>) durante el periodo 1950-2018, a una escala espacial de 0.5° . Se analizaron 4 grillas de datos, las más cercanas a la cuenca hidrográfica estudiada (Figura 1). Con el objetivo de elegir la más representativa para el estudio de los eventos en el área de estudio, las series de datos

correspondientes fueron analizadas mediante una matriz de covarianza y correlación según el método de Pearson (nivel de significancia del 5 %). El análisis estadístico incluyó la obtención de los estadísticos descriptivos, la determinación de los eventos húmedos y secos, su duración (meses), su intensidad (valor medio del índice durante el período considerado) y su magnitud (estimada como el producto de la duración y la intensidad). Estos últimos conceptos fueron definidos por Podestá et al. (2016) para los eventos de sequía y fueron adecuados, en el presente trabajo, a los eventos de inundación.

Tabla 1. Valores del SPEI (Vicente Serrano et al., 2010)

SPEI	CATEGORÍAS
$= >2$	Extremadamente húmedo (XH)
1.5 a 1.99	Muy húmedo (YH)
1 a 1.49	Moderadamente húmedo (MH)
-0.99 a 0.99	Casi normal (N)
-1 a -1.49	Moderadamente seco (MS)
-1.5 a -1.99	Muy seco (YS)
$= <-2$	Extremadamente seco (XS)

Resultados

Como resultado del análisis estadístico de las 4 grillas disponibles (Figura 1) para la cuenca estudiada, se determinó la similitud entre ellas ($R \sim 0.94$). Por ello, se seleccionó la correspondiente a la coordenada $38.75^\circ \text{ S} / 61.75^\circ \text{ O}$, como representativa para la región. Sobre dicha serie de datos, se realizó el análisis estadístico. En primer lugar, se evaluaron los valores de SPEI correspondientes a los meses del periodo de estudio (un total de 816) para el cálculo de su representatividad en cada categoría del SPEI. Como resultado, se halló un predominio de meses con valores de SPEI entre -0.99 y 0.99 (categoría normal), registrando un 68.5 % del total de los datos. En segundo lugar, se hallaron las clases *moderadamente húmedo* (10.3 %) y *moderadamente seco* (9.7 %) (Figura 2a). Como resultado del cálculo de la representatividad de los datos en 3 grandes clases (eventos húmedos, normales y secos), la tendencia se mantuvo, con predominio de los eventos normales seguido de los húmedos (16 %) y, por último, los secos (15.4 %) (Figura 2b). Posteriormente, se realizó la determinación de los periodos de ocurrencia de eventos húmedos y secos teniendo en cuenta las clases definidas

por Vicente Serrano et al. (2010) (Tabla 1) y la escala temporal 12 meses. Como resultado, se cuantificaron 12 eventos secos y 17 eventos húmedos. Las máximas intensidades halladas correspondieron a la categoría *muy seco* (SPEI = -1.98) y *extremadamente húmedo* (SPEI = 2.15). En cuanto a su duración, los eventos de categoría moderada prolongaron, entre 2-6 meses tanto para eventos secos como húmedos. En tanto, los eventos que alcanzaron una categoría extrema, se prolongaron por períodos de 5 a 19 meses de duración. Entre los eventos húmedos se destacó, por su máxima duración, el registrado durante los meses de marzo 1997 – mayo de 1998 (15 meses) mientras que para los eventos secos, el más prolongado presentó una duración de 22 meses (iniciando en abril de 2006) (Figura 3). La duración de los eventos no mostró un patrón de aumento o decremento a lo largo del tiempo. En cuanto a la ocurrencia de los mismos, tras el análisis según décadas, durante los años 1970-79 y 1980-89, los eventos húmedos fueron los más frecuentes (Figura 3). Durante las décadas de 1990 y 2000, el número de eventos húmedos fue igual al de los secos. Por último, durante los años 2010-2018 se obtuvo que los eventos secos fueron más frecuentes que los húmedos.

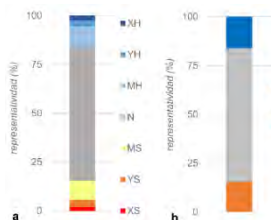


Fig. 2. Representatividad de los meses analizados en las 7 categorías del SPEI (a) y en las clases generalizadas (húmedo, normal y seco) (b)



Fig. 3. Evolución del SPEI (12 meses). Se destaca en gris el rango de la categoría *normal*

Conclusiones

Tras el análisis estadístico de las series de datos del índice climático SPEI se demostró la homogeneidad de la variable de precipitación a nivel espacial en la cuenca estudiada. Fue posible cuantificar la alternancia de períodos húmedos y secos que ocurren en la región. Se

obtuvo un predominio de la frecuencia de los eventos húmedos sobre los secos. En cuanto a su duración, la misma fue variable. No mostró una tendencia a lo largo del período siendo de 2-6 meses para los eventos moderadamente secos y moderadamente húmedos y de 5-19 meses y 9-13 meses para los eventos extremadamente secos y extremadamente húmedos, respectivamente.

Agradecimientos

A la Sec. Rec. Hídricos Nación, a Dres. S. Beguería, B. Latorre, F. Reig y S.M. Vicente Serrano, al CONICET y al Proyecto PGI -UNS.

Referencias

- Bohn, V.Y., Perillo, G.M.E. & Piccolo, M.C. (2011). Distribution and morphometry of shallow lakes in a temperate zone (Buenos Aires Province, Argentina). *Limnetica*, 30 (1), 89-102.
- Cortizo, L.C. e Isla, F. 2007. Evolución y dinámica de la barrera medanosa entre los arroyos Zabala y Claromecó, partidos de San Cayetano y Tres Arroyos, Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 62(1): 3-12.
- Dangavs, N.V. 2005. Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. *XVI Congreso Geológico Argentino*, La Plata, 219-236.
- Kruse, E. y Laurencena, P. 2005. Aguas superficiales: Relación con el régimen subterráneo y fenómenos de anegamiento. *XVI Congreso Geológico Argentino - Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires*, La Plata, 313 – 326.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P. y Verón, Santiago, 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15(87): 14-23.
- Podestá, G., Skansi, M., Herrera, N. y Veiga, H. 2016. Descripción de índices para el monitoreo de sequía meteorológica implementados por el Centro Regional del Clima para el Sur de América del Sur. *Serie Reportes Técnicos – Reporte Técnico CRC-SAS-2015-001*. Centro Regional del Clima para el Sur de América del Sur.
- Scarpati, O. y Capriolo, A. 2013. Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones Geográficas*, 82: 38-51.
- Vicente Serrano, S., Beguería, S. y López Moreno, J. 2010. Multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23: 1696-1718.



Implementación de técnicas de Biología Molecular para la detección de patógenos en carpa común (*Cyprinus carpio*)

Federico De Maio, Mariano Soricetti, Fredy Guardiola Rivas, Patricio Solimano, Daniel Barrio, Carolina Bellusci

¹ Universidad Nacional de Río Negro - CONICET (Centro de Investigación y Transferencia Río Negro), Viedma, Río Negro, Argentina.
Email: msoricetti@unrn.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue implementar técnicas de Biología Molecular para evaluar el estado sanitario de poblaciones silvestres de carpa común (*Cyprinus carpio*). Partiendo de muestras de distintos órganos de peces capturados en el río Negro, se optimizaron tanto la purificación de ADN total como también ensayos de reacción en cadena de la polimerasa (PCR) orientados a la detección de agentes virales que afectan a esta especie, los herpesvirus de ciprinidos. Se procesaron 102 individuos, consiguiéndose una alta proporción de purificados de ADN aptos para ser utilizados en ensayos enzimáticos. La prueba de detección viral consistió en una PCR anidada para amplificar segmentos genómicos conservados en los patógenos de interés. Así se habrían hallado dos casos positivos, con amplicones que están en proceso de ser caracterizados por secuenciación nucleotídica para una confirmación definitiva. El procedimiento establecido sentaría las bases para efectuar en nuestra región estudios epidemiológicos en especies icícolas.

Palabras claves: CARPA COMÚN – PATÓGENOS - DETECCIÓN MOLECULAR.

Introducción

La carpa común (*Cyprinus carpio*), originaria de Eurasia, se ha dispersado por cuerpos y cursos de agua dulce de casi todo el mundo debido a las prácticas humanas. Introducida en más de 120 países, su llegada a la Argentina se habría dado a mediados del siglo XIX con propósitos ornamentales y de acuicultura (Maiztegui et al., 2016). Actualmente se la encuentra en múltiples puntos del territorio nacional. Hacia el año 2002 habría sido introducida en el río Negro, donde se estableció hasta volverse abundante. Es así que resulta de interés generar conocimientos acerca del estado sanitario de sus poblaciones en el río Negro, apuntando a lograr una mejor comprensión de los factores que podrían actuar como reguladores de los tamaños poblacionales a nivel local. Por esto es que nos propusimos estudiar agentes virales que se encuentran entre los patógenos de carpa más reconocidos, los herpesvirus de ciprinidos (CyHV). Estos agentes virales pertenecen al género *Cyprinivirus* dentro de la familia *Alloherpesviridae* (orden *Herpesvirales*). Presentan un genoma a ADN doble cadena, lineal y no segmentado, de tamaño cercano a

las 300 Kb. Se conocen dos herpesvirus que infectan tanto a la carpa común (*C. carpio*) como a su variedad ornamental o carpa Koi, los cuales han sido designados como CyHV-1 y CyHV-3. Estos virus son altamente contagiosos, con una forma de transmisión que no necesitaría de contacto directo entre individuos, teniendo por puerta de entrada la piel que cubre aletas y cuerpo, y quizá también las branquias. Una característica central de estos patógenos es su capacidad de establecer infecciones latentes en aquellos individuos sobrevivientes a una infección primaria. El CyHV-1 puede causar una tasa de mortalidad que superaría el 90% en peces jóvenes. En los adultos, aunque el virus produce el desarrollo de papilomas, no llega a ser letal en la mayoría de los casos. Por otra parte, el CyHV-3 se asocia con un síndrome que incluye letargia, desplazamiento errático no controlado, necrosis branquial, aumento de la secreción de mucosidad, hemorragias en branquias e hígado e inflamación en los riñones, determinando la muerte de una alta proporción de animales infectados (McColl et al. 2016). Se trata de un virus emergente cuya infección ha sido incluida por la Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE) en su lista de enfermedades notificables.

Las características de estos CyHV han llevado a que se los postule como agentes para el control y manejo de la carpa común como especie invasora, principalmente en Australia (Saunders et al., 2010). Por lo antes expuesto, se decidió dar inicio al actual proyecto que tiene por meta implementar técnicas para la detección molecular de patógenos en *C. carpio*.

Metodología y Resultados

La captura de los peces se realizó en diversos puntos geográficos del curso inferior del río Negro. Porciones de intestino, branquias y cerebro de 102 individuos (longitud total promedio 51,76 cm; rango 28,5 - 75,5 cm y peso promedio 2.080 gr; rango 345 - 5.870 gr) obtenidos durante dos ciclos anuales de muestreo (2016 - 2017) fueron procesadas como *pool* de órganos para la extracción de ADN total. Estos tejidos fueron elegidos por ser material apropiado para la detección de CyHV en carpa, según diferentes estudios que señalan a estos órganos entre aquellos recomendados para diagnosticar al patógeno mediante ensayos de PCR (McColl et al. 2016). Se utilizó el sistema de purificación por columna "DNeasy Blood & Tissue Kit" de la marca QIAGEN, partiendo de 25-30 mg totales de tejidos disgregados. En la Figura 1 se presenta la estrategia a seguir para detectar la infección por herpesvirus.

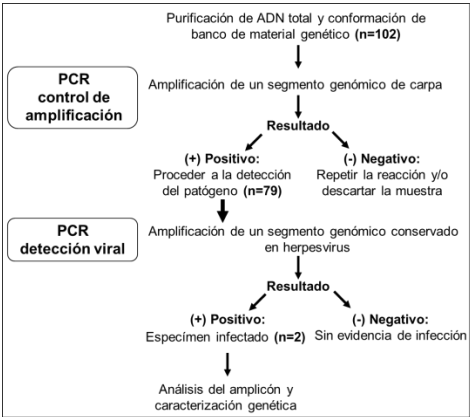


Fig. 1. Estrategia para la detección molecular en carpa común de herpesvirus de ciprinidos.

La calidad del material genético purificado fue evaluada en términos de integridad y rendimiento de recuperación mediante corrida electroforética en gel de agarosa (Figura 2).

Satisfactoriamente, para la mayoría de las muestras, se obtuvo ADN con importante proporción de fragmentos de alto peso molecular. Los ADN purificados se utilizaron como molde para una PCR dirigida contra el genoma de carpa (PCR control de amplificación). Las condiciones de reacción fueron puestas a punto en base a lo descrito por Minamoto et al. (2017) para el gen de la glucoquinasa (GK). De esta manera, se verificó que los ADN purificados no presenten inhibidores enzimáticos y sean moldes aptos para los subsiguientes ensayos de PCR. En la Figura 3 se muestran los resultados de amplificación para diferentes muestras, observándose el amplicón esperado (607 pb) en 79 de un total de 102 casos analizados (77,45%). Con estos ADN purificados se inició la conformación de un banco de material genético de fauna silvestre. Para asegurar su conservación a largo plazo, este material se encuentra almacenado a -80°C, quedando disponible para futuros estudios.

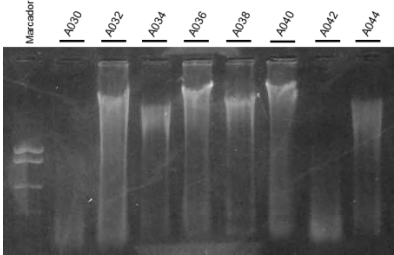


Fig. 2. Material genético purificado a partir de pool de órganos de carpa. Corrida electroforética en agarosa 1%, buffer TAE. Banda superior del marcador: 2000 pb. Códigos A030 - A044: Distintas muestras procesadas, similar a lo presentado en figuras subsiguientes.

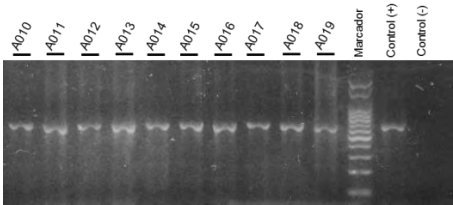


Fig. 3. Ensayos de PCR control de amplificación. Se amplificó un segmento genómico (607 pb) de carpa común. Corrida electroforética en agarosa 2%, buffer TAE. Marcador: Ladder 100 pb. Control (+): ADN total de carpa previamente verificado con calidad para PCR. Control (-): Agua.

Las muestras que superaron la instancia de PCR control de amplificación fueron utilizadas

en ensayos de detección viral (PCR detección viral). A tal fin, se llevó a cabo una PCR en dos rondas que utiliza primers genéricos dirigidos tanto contra CyHV-1 como contra CyHV-3. Las condiciones para estos ensayos fueron puestas a punto en nuestro laboratorio partiendo de lo publicado por Engelsma et al. (2013) para el gen de la polimerasa viral. Los primers utilizados se detallan en la Tabla 1. De los 79 ensayos realizados, en 2 casos se obtuvo la banda de amplificación esperada (339 pb) coincidente con el control positivo utilizado (Figura 3), lo cual podría indicar la presencia de virus en los tejidos. Para una confirmación definitiva y caracterización genética de estos positivos, se procederá a la secuenciación de los productos y posterior análisis filogenético.

Tabla 1. Primers utilizados en los ensayos de PCR. Se indica tamaño de los productos y los genes blanco de amplificación.

Reacción	Nomb primers	Secuencia primers (5' - 3')	Tamaño del producto	Blanco de amplificación
Control de amplificación	CcGKfor	AAA CTC ATA GCA CAC TGC AAA TCT	607 pb	Gen de la glucocinasa (C. carpio)
	CcGKrev	ACT GCG AGT GGA GAC ACA TGA T		
Detección viral (1ª ronda)	CyHV/polforext	CCA GCA ACA TGT GCG ACG G	361 pb	Gen de la ADN polimerasa (CyHV)
	CyHV/polrevext	CCG TAR TGA GAG TTG GCG CA		
Detección viral (2ª ronda)	CyHV/polforint	CGA GCG VGG YAT CAG CCC	339 pb	
	CyHV/polrevint	GAG TTG GCG CAY ACY TTC ATC		

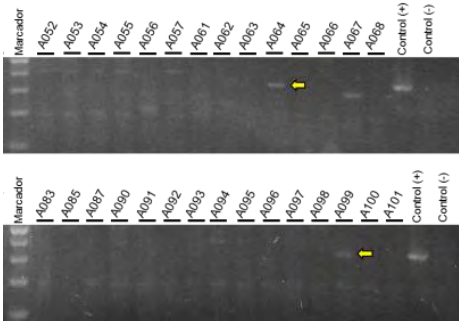


Fig. 4. Ensayos de PCR detección viral. Resultado para múltiples ensayos realizados. Flechas: Banda de amplificación esperada. Corrida electroforética en agarosa 2%, buffer TAE. Marcador: Ladder 100 pb. Control (+): Material genómico CyHV-3. Control (-): Agua.

Conclusiones

El presente trabajo sentaría las bases para el desarrollo de estudios de monitoreo sanitario

en especies ictícolas de agua dulce, a través de la conformación de un banco de material genético y la implementación de técnicas de detección molecular de patógenos. Además, brindaría datos preliminares respecto de la existencia de agentes virales en las carpas del norte patagónico.

Los herpesvirus de ciprínidos son considerados importantes herramientas para el biocontrol y la recuperación de ambientes invadidos por la carpa común (Saunders et al., 2010). Disponer de recursos técnicos para evaluar su presencia y, eventualmente, indagar sobre su origen, virulencia y posible impacto sobre la fauna autóctona es esencial para delinear pautas de manejo y programar futuras acciones a nivel regional.

La carpa común presenta un avance territorial muy importante en la Argentina (Maiztegui et al., 2016), su abundancia y buena condición en el río Negro, límite sur de su actual distribución, indicaría que su dispersión hacia latitudes más altas es casi inminente. En este contexto, se hace necesario buscar alternativas de manejo para la erradicación de esta especie, dados los impactos críticos que podría generar al conquistar nuevos ambientes.

Referencias

Engelsma, M., Way, K., Dodge, M., Voorbergen-Laarman, M., Panzarín, V., Abbadi, M., El-Matbouli, M., Frank Skall, H., Kahns, S. y Stone, D. 2013. Detection of novel strains of cyprinid herpesvirus closely related to koi herpesvirus. *Dis Aquat Organ*, 107(2):113-20.

McColl, K., Sunarto, A., Li, L. 2016. Cypriniviruses. En: D. Liu (ed.) *Molecular Detection of Animal Viral Pathogens*. CRC Press. New York. 783-795.

Maiztegui, T., Baigún, C., García de Souza, J., Minotti, P. y Colautti, D. 2016. Invasion status of the common carp *Cyprinus carpio* in inland waters of Argentina. *Journal of fish biology*, 89(1), 417-430.

Minamoto, T., Uchii, K., Takahara, T., Kitayoshi, T., Tsuji, S., Yamanaka, H. y Doi, H. 2017. Nuclear internal transcribed spacer-1 as a sensitive genetic marker for environmental DNA studies in common carp *Cyprinus carpio*. *Mol Ecol Resour*, 17(2):324-333.

Saunders, G., Cooke, B., McColl, K., Shine, R. y Peacock, T. 2010. Modern approaches for the biological control of vertebrate pests: an Australian perspective. *Biological control*, 52(3), 288-295.

Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos asociadas a la calidad del agua en el arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires

Sabrina Dubny^{1,2}, Fabio Peluso^{1,3}, Ignacio Masson^{1,3} y José González Castelain^{1,4}

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

³ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA).

⁴ Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA).

Email: sabrinad@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

El objetivo del trabajo es determinar la diversidad alfa y beta de macroinvertebrados bentónicos del arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires, y analizar la asociación con la calidad del agua. Se tomaron muestras con una draga Ekman de 100 cm² de superficie, en 7 sitios a lo largo del arroyo, 3 antes de atravesar la ciudad de Azul, 1 urbano y 3 aguas debajo de la misma. Una vez obtenido el conteo de organismos en el laboratorio, se analizaron las diversidades alfa y beta con el software PAST3. Los resultados muestran que la diversidad es alta en la zona aguas arriba (preurbana) y disminuye en la zona de aguas abajo (posturbana) de la ciudad. Esta variación podría deberse a cambios en los usos del suelo a lo largo del curso. Por ejemplo, la presencia de fuentes contaminantes como el efluente de la planta de tratamiento cloacal.

Palabras claves: MACROINVERTEBRADOS - AGUA SUPERFICIAL - CALIDAD DE AGUA.

Introducción

Las sustancias que se descargan a los cursos de agua, se distribuyen en diferentes compartimentos del ecosistema, siendo el sedimento uno de los receptores finales. Esto puede generar un efecto adverso en el medio ambiente al acumular sustancias tóxicas (Burton, 2002). La calidad del agua se evalúa, normalmente, a través de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos. Sin embargo, en los últimos años, se han incorporado a las comunidades biológicas como herramientas complementarias a aquellas. El concepto de utilizar un enfoque integrado de calidad ambiental del agua es necesario para evaluar los impactos de las perturbaciones ambientales en los cursos de agua. Por este motivo, es importante considerar a los macroinvertebrados bentónicos en los análisis de calidad de los cuerpos de agua.

El arroyo del Azul se encuentra en el centro de la Provincia de Buenos Aires y atraviesa la ciudad homónima (Figura 1). Existe información sobre la calidad del agua de la cuenca, en cuanto a sustancias tóxicas de origen antropogénico, como son los agroquímicos

(Peluso et al., 2014; Dubny, 2017); sobre distintas variables fisicoquímicas, detectando flúor (F) y arsénico (As). Y además, se realizaron estudios sobre la comunidad de peces y sus usos como bioindicadores de la calidad del agua, encontrando que algunas especies se asocian a aguas salinas y otras a ambientes con cargas orgánicas elevadas (Masson et al., 2019).

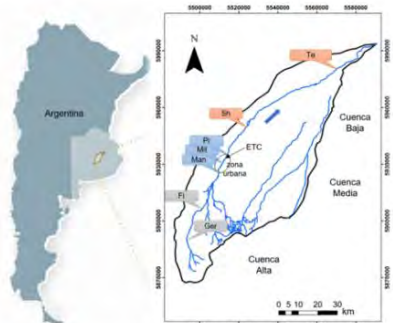


Fig. 1. Cuenca del arroyo del Azul. Estaciones de muestreo, desde aguas arriba hacia abajo: Germania (Ger), Firmeza (Fi), Mandagarán (Man), Mitre (Mi), Parque Industrial (Pi), Shaw (Sh) y Tesoro (Te).

Sin embargo, faltan estudios sobre los efectos en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y su posible afectación por la presencia de determinadas sustancias en el cuerpo de agua, y/o los distintos usos del suelo en la ribera del arroyo del Azul.

Para proporcionar la base para un marco de gestión, es necesario utilizar un enfoque integrado incluyendo a los macroinvertebrados acuáticos. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo es determinar la diversidad alfa y beta de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires, su composición y diversidad, y su relación con el estado de la calidad del agua.

Materiales y Métodos

Se tomaron muestras de sedimento con una draga tipo Ekman de 10 x 10 cm de apertura, en 7 sitios a lo largo del arroyo del Azul, tres pre urbanos (Ger, Fi, Man), uno urbano (Mi), y tres posturbanos (Pi, Sh, Te) (Figura 1). En cada sitio se consideraron tres potenciales hábitats funcionales: orilla libre de vegetación, orilla asociado a vegetación y cauce principal. Las muestras fueron tomadas durante diciembre de 2016 y febrero de 2017. Se realizaron en verano para intentar relevar la máxima diversidad y abundancia de macroinvertebrados bentónicos.

En cada punto de muestreo y episodio se registraron variables fisicoquímicas. Éstas se presentan en otro trabajo en este Congreso.

Preparación de las muestras biológicas

Las muestras de sedimento fueron tamizadas *in situ* por una malla de 500 µm y lavadas con agua del arroyo. El material obtenido fue almacenado en frascos plásticos de 1 L de capacidad y fijado con formaldehído al 4% (v/v). En el laboratorio, las muestras se lavaron con agua de red sobre un tamiz de 500 µm de apertura de malla, con el fin de separar los macroinvertebrados para su análisis. Para su observación en lupa estereoscópica, el material biológico recolectado se tiñó con Eritrosina B. El material se preservó en alcohol al 70 % (v/v), y posteriormente, se identificó taxonómicamente, utilizando bibliografía especializada hasta la categoría de mayor detalle posible (género en la mayoría de los casos, sino familia u orden). Se integró el contenido de las muestras de los hábitats funcionales de cada sitio, en una muestra representativa del mismo. Fueron cuantificados solo organismos completos.

Datos numéricos de comunidades

Se confeccionaron listas de taxa de macroinvertebrados por sitio, sobre las que se realizaron los análisis de la diversidad alfa (número de individuos, riqueza de taxa, índices de dominancia de Simpson, H de Shannon, de Margalef, de Berger-Parker, y J de equitatividad) y la beta (índice de Whittaker) utilizando el software PAST3.

Resultados y Análisis

Para el total del área de estudio se encontraron 6272 individuos distribuidos en 94 taxa (Figura 2). El sitio donde se encontraron más individuos fue Sh, y donde menos fue en la estación Te, ambas muestras posturbanas. Además, en Se se registró el menor número de taxa. Sin embargo, en Ger, de cuenca alta, se halló la mayor cantidad de taxa observándose cuatro exclusivos, dos familias del O. Gastropoda (Ampullaridae y Chiliniidae) y dos del O. Coleoptera (Haliplidae e Hydrophilidae). Respecto de la composición de la comunidad en toda la cuenca, dos taxa son compartidos por todas las estaciones (Fam. Enchytraeidae y Chironomidae).

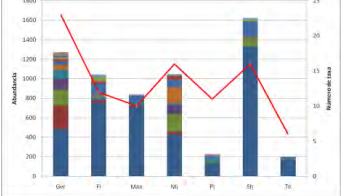


Fig. 2. Abundancia de individuos en cada estación de muestreo (eje 1º), y número de taxa en cada estación de muestreo (eje 2º, línea roja).

Los resultados no evidencian un patrón espacial continuo de la diversidad alfa a lo largo del curso (Tabla 1). Es clara la diferencia entre las estaciones extremas de cuenca alta y baja (Ger y Te).

Tabla 1. Índices de diversidad alfa							
	Ger	Fi	Man	Mi	Pi	Sh	Te
Dom	0,2	0,5	0,7	0,2	0,4	0,7	0,7
Simp	0,8	0,5	0,3	0,8	0,6	0,3	0,3
Shan	1,9	1,1	0,6	1,8	1,3	0,7	0,6
Marg	3,1	1,6	1,3	2,2	1,8	2,0	0,9
Ber-Par	0,4	0,7	0,8	0,4	0,6	0,8	0,8
Equit	0,6	0,4	0,3	0,6	0,5	0,3	0,3

Referencias: Índices de dominancia (Dom), de Simpson (Simp), H de Shannon (Shan), de Margalef (Marg), de Berger-Parker (Ber-Par) y J de equitatividad (Equit).

Lo mismo ocurrió respecto a la diversidad beta (Tabla 2), donde la mayor relación entre estaciones es Ger/Te. Esto indica que ambos sitios son diferentes entre sí.

Tabla 2. Índices de diversidad beta

	Ger	Fi	Man	Mi	Pi	Sh	Te
Ger	0						
Fi	0,4	0					
Man	0,4	0,4	0				
Mi	0,2	0,3	0,5	2			
Pi	0,6	0,6	0,5	0,6	0		
Sh	0,4	0,5	0,5	0,3	0,5	0	
Te	0,6	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0

Discusión

Los invertebrados bentónicos son importantes en la cadena alimentaria acuática. Cualquier afectación a la comunidad, repercute en el resto de los organismos acuáticos.

Las actividades agrícolas cercanas al arroyo, que se realizan primordialmente en cuenca alta, el paso de éste por la ciudad de Azul, donde se encuentran unas pocas industrias que vuelcan líquidos residuales a sus aguas (incluyendo la planta de tratamiento cloacal), y la zona de cuenca baja eminentemente ganadera, generan perturbaciones localizadas en la química del agua. Esto se analiza en otro trabajo presentado en el mismo Congreso.

Los resultados no evidencian en principio, un patrón espacial continuo a lo largo del curso. Pero sí, es clara la diferenciación entre la estación extrema de cuenca alta, que estaría asociada a agua más prístina, respecto de la extrema de cuenca baja, que tendría la peor condición respecto a los valores de diversidad observados en el presente trabajo. Las variaciones entre las estaciones intermedias se deberían a cuestiones locales que, aún están en estudio. Por ejemplo, la estación Mi, que está en plena zona urbana, posee valores semejantes a Ger en cuanto a la diversidad alfa y beta. Sin embargo, el número de individuos y de taxa son menores (Figura 2).

El sitio Te presenta fondos con sedimentos finos. Los fondos arenosos suelen albergar pocos individuos por especie provocando una reducción en la complejidad del hábitat (Kilonzo et al., 2014). En cambio, los fondos con material más grueso suelen ser más ricos en diversidad (Rivera, 2004), lo mismo que si están dominados por hojarasca (Burdet & Watts, 2009). Esto se observa en la estación Ger.

Es importante considerar el monitoreo constante tanto de los macroinvertebrados como de los parámetros fisicoquímicos, para una gestión fiable del recurso hídrico, que permita visualizar rápidamente, cuáles serían los factores que podrían afectar al cuerpo de agua. Por ejemplo, el índice IBPAMP permite diferenciar secciones de arroyos afectados por perturbaciones urbanas e industriales (Rodríguez Capítulo et al., 2001).

A partir de los datos obtenidos aquí y del análisis fisicoquímico del otro trabajo del mismo Congreso, se desarrollará un índice que considere los distintos usos del agua superficial en la cuenca del Azul.

Conclusiones

El estudio muestra que, si bien no hay un patrón espacial continuo de variación de la diversidad a lo largo del curso, la misma presenta claras diferencias entre las estaciones extremas de cuenca alta y baja, teniendo el pico máximo de diversidad aguas arriba del arroyo y menor diversidad, aguas abajo.

Agradecimientos

Se agradece al IFIMAT (UNCPBA-CIC-MT) por la construcción de la draga Ekman.

Referencias

- Burdet, A. & Watts, R.J. 2009. Modifying living space: an experimental study of the influences of vegetation on aquatic invertebrate community structure. *Hydrobiologia*, 618:161-173.
- Burton, G.A.Jr. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 3:65-76.
- Dubny, S. 2017. Riesgo ambiental para el ganado vacuno por el consumo de agua superficial y subterránea contaminada en la cuenca del arroyo del Azul. *Tesis de Maestría*. FRLP, UTN.
- Kilonzo, F., Masese, F.A., Van Griensven, A., Bauwens, W., Obando, J., Lens, P.N.L. 2014. Spatial-temporal variability in water quality and macro-invertebrate assemblages in the Upper Mara River basin, Kenya. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 67-69:93-104.
- Peluso, F., Dubny, S., Othax, N., González Castelain, J. 2014. Environmental Risk of Pesticides: Applying the DelAzulPestRisk Model to Freshwaters of an Agricultural Area of Argentina. *Human and Ecological Risk Assessment*, 20:1177-1199.
- Rivera, R. 2004. Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos de páramo y zonas boscosas, en los andes venezolanos: Tesis, Universidad de los Andes, Mérida.
- Rodríguez Capítulo, A., Tangorra, M., Ocón, C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35:109-119.



Análisis preliminar de las variables fisicoquímicas en el arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires

Sabrina Dubny^{1,2}, Fabio Peluso^{1,3}, Ignacio Masson^{1,3} y José González Castelain^{1,4}

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

³ Comisión de Investigaciones Científicas (CIC).

⁴ Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA).

Email: sabrinad@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

Para lograr una gestión sustentable de los recursos hídricos, se requiere determinar el estado de calidad de los mismos. Es común la utilización de índices que permiten expresar la calidad del sistema en base a diferentes variables, las cuales son seleccionadas en función de lo que se quiere indicar. El objetivo del trabajo es describir las variables fisicoquímicas a lo largo del arroyo del Azul como paso previo al desarrollo de índices de calidad para su monitoreo integral. Los resultados demuestran que existen distintas calidades de agua a lo largo del arroyo (desde las nacientes a la desembocadura). La CE y DBO varían de 772 $\mu\text{S/cm}$ y 2,2 mg/L; respectivamente en Ge a 1244 $\mu\text{S/cm}$ y 4,3mg/L; respectivamente en Te. Dado los valores fisicoquímicos medidos, la calidad se ve afectada en Pi (zona posturbana): 2,8 ppm OD y 17 mg/L DBO, tendiendo a mejorar aguas abajo.

Palabras claves: VARIABLES FISICOQUÍMICAS - CALIDAD DE AGUA - AGUA SUPERFICIAL.

Introducción

Actualmente, los cursos de agua presentan un deterioro respecto a la calidad del agua por factores antropogénicos y/o naturales. El agua es un recurso que además de sustentar a la biota acuática, es utilizado también para diversas actividades antrópicas. Por lo tanto, es importante tener un monitoreo constante para el control de la calidad, y en algunos casos, plantear estrategias de remediación ambiental. Para lograr una visión integradora de los efectos que pueden perturbar el ecosistema acuático, se recomienda la utilización de indicadores biológicos sumado al uso de parámetros fisicoquímicos de evaluación de calidad de agua (Crettaz Minaglia et al., 2014). El monitoreo biológico y químico son complementarios entre sí (Rodríguez Capítulo et al., 2001).

Es importante el desarrollo de índices o modelos que permitan evaluar la calidad del agua, teniendo en cuenta los posibles usos del recurso hídrico (uso recreativo, uso consuntivo humano y animal, calidad ecológica, calidad para riego, etc). Existen índices útiles para la toma de decisiones y suelen estar constituidos por una o más variables clave, que se utilizan

como representativas de valores ambientales (calidad de agua, protección de especies, salud humana, etc.) que podrían verse afectados por sustancias que tienen efectos lesivos para el medio ambiente (sustancias tóxicas, bioacumulables, persistentes, etc.).

El arroyo del Azul pertenece a la cuenca homónima, y se encuentra en el centro de la Provincia de Buenos Aires. En la cuenca alta de la misma, se desarrollan actividades agrícolas. En la cuenca baja, la actividad predominante es la ganadería, y en la cuenca media, se emplaza la ciudad de Azul. Aguas debajo de la ciudad, algunas industrias liberan sus efluentes al arroyo, incluyendo la planta de tratamiento de aguas.

En función del uso que se le da a los suelos en cercanías al arroyo, se ha monitoreado en diversos momentos el curso de agua. Se han relevado sustancias de origen antrópico, como los fitosanitarios, pero también de origen natural, como el arsénico (As) y el flúor (F). Sobre estas sustancias, se ha evaluado el riesgo por consumo en humanos y en vacas (Dubny et al., 2017; Othax et al., 2019), y también, por contacto en actividades recreativas (Peluso et al., 2012a). Actualmente, se están evaluando componentes biológicos del

arroyo como es la comunidad de peces (Masson et al., 2018) y la de los macroinvertebrados bentónicos.

Lo anterior expuesto está en concordancia con la necesidad de establecer una línea de base para este cuerpo de agua, para que luego pueda ser aplicado en estudios de gestión del recurso hídrico, a través de la elaboración de un índice multiparamétrico que consideren todos los posibles usos a los que se puede destinar el agua superficial.

Por ello, se plantea como objetivo del trabajo describir de manera preliminar las variables fisicoquímicas del arroyo del Azul (Provincia de Buenos Aires), en tanto, útiles como insumos de índices, aún en elaboración. Este trabajo está relacionado con otro presentado por los mismos autores, en el presente Congreso.

Materiales y Métodos

Se obtuvieron muestras de 7 sitios a lo largo del tramo del arroyo del Azul durante diciembre y febrero, entre 2015 y 2019. Los puntos de muestreo se encuentran tres en la cuenca alta (zona pre-urbana: Ge, Fi, Ma), uno en la cuenca media (zona urbana: Mi) y tres en la zona post-urbana (Pi, Sh, Te), consideradas cuenca baja (Figura 1).

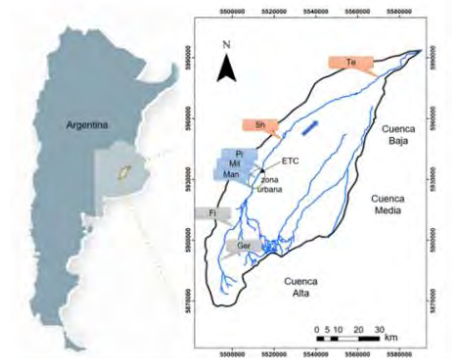


Fig. 1. Cuenca del arroyo del Azul. Estaciones de muestreo, desde aguas arriba hacia abajo: Germania (Ge), Firmeza (Fi), Mandagarán (Ma), Mitre (Mi), Parque Industrial (Pi), Shaw (Sh) y Tesoro (Te).

En cada punto de muestreo se registraron variables fisicoquímicas *in situ* como pH, conductividad (CE), oxígeno disuelto (OD) y disco de Secchi (Se). También, se tomaron muestras de agua en cada estación, éstas fueron analizadas en el laboratorio del IHLLA. Allí, se determinaron sólidos disueltos totales (STD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), dureza total (DT), turbidez (tur), F y As. Para su determinación se aplicaron técnicas estándar.

Resultados y Discusión

El pH indica que el agua del arroyo del Azul es alcalino, se mantiene relativamente constante a lo largo del curso, con un valor mínimo de 8,4 y un máximo de 9,1. La variable fisicoquímica que tiene tendencia a aumentar hacia la cuenca baja es la CE. El resto, presenta variaciones locales en los puntos de muestreo desde la cuenca alta a la baja (Tabla 1 y Figura 2).

Tabla 1. Resultados de los análisis fisicoquímicos del agua del arroyo del Azul

	Ge	Fi	Ma	Mi	Pi	Sh	Te
OD	7,2	8,9	8,4	10,1	2,8	8,0	8,0
pH	8,4	8,8	9,0	9,0	8,4	8,4	9,1
CE	772	718	752	744	864	852	1244
Se	57	29	33	52	45	71	37
Tur	22	42	35	18	19	11	40
DBO	2,2	2,8	1,8	2,4	17	6,5	4,3
DQO	24	44	29	26	41	41	30
DT	235	243	177	172	200	180	261
STD	546	409	491	470	523	546	827
As	30	26	31	32	27	31	37
F	1,3	1,2	1,5	1,5	1,6	1,6	0,9

Unidades: OD, F, STD: ppm; CE: $\mu\text{S}/\text{cm}$; Secchi: cm; turbidez: NTU; DBO y DQO: mg/L ; DT: ppm de CaCO_3 ; As: ppb.

En Ge, que corresponde a las nacientes del arroyo, se observan valores relativamente altos de OD, del disco de Secchi y STD (7,2 ppm; 57 cm y 546 ppm, respectivamente) y valores menores de CE, tur, DBO y DQO. En Te, que corresponde a la zona extrema de la cuenca baja, se observa que aumentan las siguientes variables respecto a Ge: OD, CE, tur, DBO, DQO y STD. Y disminuye el valor de Se.



Fig. 2. Valores de pH, OD y CE a lo largo del arroyo del Azul (cuenca alta a cuenca baja).

En la estación Pi, se observa una reducción en el OD (2,8 ppm) y un aumento de la DBO y DQO (17 mg/L y 41 mg/L , respectivamente). En

esta zona se encuentran algunas industrias y la planta de tratamiento cloacales.

En la zona alta de la cuenca del arroyo del Azul, se desarrolla la actividad agrícola con la consecuente aplicación de productos fitosanitarios. En Othax et al. (2017) se presentan las concentraciones de estos productos, hallados en estos mismos puntos de muestreo.

A partir de los datos obtenidos en el presente estudio, se trabajará para el desarrollo de un índice que considere los distintos usos del agua superficial en la cuenca del Azul, el cual se basará en la estructura de un índice previo, el DelAzulPestRisk (Peluso et al., 2012b). Para ello, se analizarán el riesgo al humano por contacto directo e indirecto, el riesgo ecológico (comunidad de peces y de macroinvertebrados), el riesgo ambiental considerando las propiedades de las sustancias que le confieren peligrosidad al ambiente y, los posibles efectos ambientales locales a través de la aplicación de índices poblacionales sobre comunidades de organismos representantes de la biota local (macrozoobentos). En otro trabajo de este Congreso, presentado por los mismos autores se muestran los resultados sobre el ensamble de macroinvertebrados bentónicos del arroyo del Azul.

A futuro se plantea, como lo propone Miltner & McLaughlin (2019), comprender el nexo químico, físico, biológico y climático a través de la conectividad hidrológica (Freeman et al., 2007), para ser utilizado como sistema de gestión integral de la cuenca del arroyo del Azul.

Conclusiones

Las variables fisicoquímicas presentan variaciones a lo largo del curso del arroyo del Azul, indicando la presencia de situaciones locales.

Conocer la calidad del agua del arroyo del Azul, provee de información para el desarrollo de diversos índices, con respecto a sus posibles usos para una gestión sostenible del recurso.

Agradecimientos

Se agradece al Laboratorio de Aguas del Instituto de Hidrología de Llanuras por las determinaciones químicas de las muestras de agua. Este trabajo se financió a través de fondos provenientes del Proyecto de Fortalecimiento Institucional CIC 2017-2018.

Referencias

Crettaz Minaglia, M.C., Juárez, R.A., Aguer, I., Borro, E.D., Peruzzo, R.B. 2014. Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo

pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualeduaychú, Entre Ríos, Argentina). *Biología Acuática*, 30:93-105.

Dubny, S. 2017. Riesgo ambiental para el ganado vacuno por el consumo de agua superficial y subterránea contaminada en la cuenca del arroyo del Azul. *Tesis de Maestría*. FRLP, UTN.

Freeman, M.C., Pringle, C.M., Jackson, C.R. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(1):5-14.

Masson, I., Gonzalez Castelain, J., Dubny, S., Othax, N., Peluso, F. 2018. Desarrollo de herramientas de biomonitorio de calidad de agua: índice de integridad biótica basado en la ictiofauna para el arroyo del Azul (Pcia. Bs. As.). Artículo breve en Publicación CICPBA: Encuentro de Centros Propios y Asociados 2018. Pp. 132-136.

Miltner, R. & McLaughlin, D. 2019. Management of headwaters based on macroinvertebrate assemblages and environmental attributes. *Science of the Total Environment*, 650:438-451.

Othax, N., Peluso, F., Gonzalez Castelain, J., Masson, I., Dubny, S. 2019. Evaluación de riesgo a la salud y contaminantes en agua de bebida. Importancia de la ingesta de agua. *Acta Toxicológica Argentina*, 27:19-29.

Othax, N., Peluso, F., Dubny, S., González Castelain, J., Masson, I. 2017. Estudio preliminar de concentraciones de pesticidas en la cuenca del arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Biología Acuática*, 32(Supl.):138.

Peluso F., González Castelain, J., Rodríguez, L., Othax, N. 2012a. Assessment of the chemical quality of recreational bathing water in Argentina by health risk analysis. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 18(6):1186-1215.

Peluso, F., Grosman, F., González Castelain, J., Othax, N., Rodríguez, L. 2012b. Pesticide risk index of Del Azul water creek (Argentina): tool for predicting their overall environmental Hazard. In M. Jokanovic Ed. *The Impact of Pesticides*, ISBN 978-0-98335850-9-1, 390 p. Academy publish, Publishing Services LLC. USA.

Rodríguez Capítulo, A., Tangorra, M., Ocón, C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35:109-119.

Monitoreo de la calidad del agua y el zooplancton de la laguna Don Tomás (Santa Rosa, La Pampa)

Santiago Echaniz¹, Alicia Vignatti¹, Gabriela Cabrera¹, Omar Del Ponti¹ y Pamela Pratts¹

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Avenida Uruguay 151, (6300), Santa Rosa, La Pampa.

Email: santiagoechaniz@exactas.unlpam.edu.ar

RESUMEN

La laguna Don Tomás fue temporaria y salina pero el incremento del área impermeabilizada en su cuenca y de las descargas freáticas, la convirtieron en permanente. Entre 2006 y 2009 se verificó que su salinidad, transparencia y composición zooplanctónica se modificaron respecto a 1995-96, como consecuencia del mayor ingreso de agua, trasvase a otras cuencas y depredación por peces. El objetivo fue monitorear la calidad del agua y el zooplancton en Don Tomás entre 2014 y 2017-18 y comparar los resultados con información previa. En 1995-96 la salinidad superó 1,5 g/L y la transparencia fue cercana a 0,24 m, pero desde 2006 ambos parámetros disminuyeron. En 1995-96 se registraron 9 cladóceros y 8 rotíferos pero posteriormente la situación se invirtió y los últimos pasaron a ser dominantes. Luego de los cambios ocurridos entre 1995-96 y 2006, las características de Don Tomás se han mantenido relativamente estables.

Palabras claves: *BOSMINA HUARONENSIS* - *DAPHNIA SPINULATA* - PEJERREY

Introducción

La laguna Don Tomás se encuentra en un parque recreativo público de la ciudad de Santa Rosa. Posee fauna íctica con predominio de pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*) y es una importante atracción turística para la zona.

Como otros lagos someros de la región, fue temporario y salino, pero actualmente es permanente debido al incremento del ingreso de agua por escorrentía, consecuencia del aumento de la urbanización de su cuenca, y por mayores descargas freáticas producidas desde la eliminación de los sistemas de extracción de agua domiciliarios (Echaniz et al., 2008; 2012). Algunas características se modificaron respecto a lo registrado en 1995-96 debido al ingreso y extracción de agua para manejar su nivel y por la depredación por peces (Echaniz et al., 2008; 2012). Se verificó la disminución de la salinidad y la transparencia y la modificación del zooplancton, registrándose desde 2006 menor riqueza de cladóceros y mayor de rotíferos, y la ausencia de especies de *Daphnia* (Echaniz et al., 2008; 2012).

El objetivo fue monitorear la calidad del agua y analizar la composición y la abundancia zooplanctónica de Don Tomás entre 2014 y

2018 y comparar los resultados con información previa (1995 - 2009), para comprobar si el descenso de la salinidad, transparencia y los cambios en el zooplancton continúan o si las condiciones se han estabilizado.

Materiales y métodos

Área de estudio

Don Tomás (64° 19' O, 36° 37' S) es un cuerpo de agua somero y turbio. Tiene una superficie de 148,3 ha pero el cuenco original fue fraccionado en tres menores mediante la construcción de terraplenes y caminos (Fig. 1). Su perímetro ha sido rectificado, la línea de costa tiene pocos accidentes y casi no presenta vegetación acuática. Tiene fauna íctica, en la que se destaca el pejerrey.

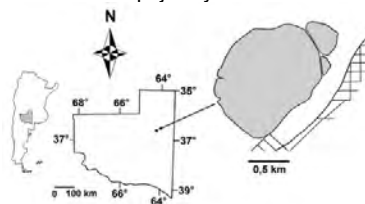


Fig. 1. Ubicación geográfica de la laguna Don Tomás.

Trabajo de campo y laboratorio

Se realizaron muestreos en 2014, 2015, 2016 y 2017-18. *In situ* se registró temperatura y transparencia del agua y se tomaron muestras para los análisis químicos y muestras de zooplankton con redes de 40 micras de malla.

La salinidad se determinó gravimétricamente y la concentración de clorofila-a (no determinada en 1995-96) por extracción con acetona acuosa y espectrofotometría. Las densidades del macro y microzooplankton se determinaron mediante conteos en cámaras de Bogorov y de Sedgwick-Rafter. Para determinar posibles diferencias entre los periodos se efectuaron análisis de varianza no paramétricos de Kruskal-Wallis (H) y para analizar relaciones entre variables se hicieron análisis de correlación de Spearman (r_s).

Resultados

La temperatura media del agua no difirió entre los periodos y mostró mínimos invernales entre 6-7°C y máximos estivales entre 26-27°C.

La salinidad fue diferente ($H = 35,47$; $p < 0,05$). Durante 1995-96 fue más elevada y superó 1,5 g/L en todos los muestreos. En 2008-09 fue menor, con un mínimo de 0,46 g/L mientras que en las demás ocasiones rondó 1 g/L (Tabla 1). El pH fue diferente ($H = 23,43$; $p < 0,05$). Superó 9 en 1995-96, descendió cerca de 7,5 en 2014 y ascendió ligeramente hasta superar 8 en 2017-18 (Tabla 1).

La transparencia, siempre reducida, difirió entre periodos ($H = 23,69$; $p < 0,05$). Fue más elevada en 1995-96 y luego descendió (Tabla 1).

La concentración de clorofila-a difirió ($H = 15,49$; $p < 0,05$). Fue más elevada entre 2006 y 2009 y menor en 2015. Se encontró correlación entre este parámetro y la transparencia ($r_s = -0,45$; $p < 0,05$) (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros ambientales determinados en Don Tomás entre 1995-96 y 2017-18.

	Salinidad (g/L)	pH	Transparencia (m)	Clorofila a (mg/m ³)
1995-96	1,65 ± 0,13	9,39 ± 0,35	0,24 ± 0,07	n/d
2006	0,80 ± 0,07	8,64 ± 0,37	0,15 ± 0,03	154,60 ± 39,79
2007	0,95 ± 0,20	8,29 ± 0,55	0,14 ± 0,03	145,72 ± 50,57
2008-09	0,65 ± 0,07	8,51 ± 0,22	0,14 ± 0,01	114,91 ± 52,71
2014	0,67 ± 0,21	7,52 ± 0,31	0,15 ± 0,02	69,60 ± 0,04
2015	0,85 ± 0,13	7,70 ± 0,66	0,17 ± 0,01	41,33 ± 0,05
2016	0,93 ± 0,14	8,11 ± 0,52	0,17 ± 0,01	119,05 ± 0,11
2017-18	1,09 ± 0,13	8,46 ± 0,33	0,18 ± 0,04	67,05 ± 30,93

En el zooplankton se registró un total de 36 *taxa*: 9 cladóceros, 5 copépodos y 22 rotíferos (Tabla 1). La mayor riqueza se registró durante 2007 (25 *taxa*) y la menor en 2014 (14 *taxa*) (Tabla 1 y Fig. 2).

Tabla 2. *Taxa* registrados en el zooplankton de la laguna Don Tomás entre 1995-96 y 2017-18.

	1995-96	2006	2007	2008-09	2014	2015	2016	2017-18
<i>Bosmina huaronensis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Diaphanosoma birgei</i>	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Moina micrura</i>		X	X					
<i>Alona</i> sp.	X	X			X	X	X	X
<i>Leydigia louisii</i>	X							
<i>Macrothrix</i> sp.	X							
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	X							
<i>Daphnia obtusa</i>	X							
<i>Daphnia spinulata</i>	X		X					
Riqueza cladóceros	9	4	4	2	3	3	3	2
<i>Boeckella gracilis</i>		X	X		X	X		
<i>Metacyclops mendocinus</i>	X	X					X	X
<i>Microcyclops anceps</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>Acanthocyclops robustus</i>			X	X				X
<i>Cletocamptus deitersi</i>	X	X	X					
Riqueza copépodos	3	3	4	2	2	3	1	3
<i>Brachionus plicatilis</i>	X	X	X	X	X			
<i>Brachionus angularis</i>	X	X	X	X		X	X	X
<i>Brachionus caudatus</i>	X	X	X		X	X	X	X
<i>Brachionus havanaensis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus dimidiatus</i>		X	X	X	X		X	X
<i>Brachionus quadridentatus</i>		X					X	X
<i>Brachionus calyciflorus</i>		X	X	X		X	X	X
<i>Brachionus pterodinoideus</i>		X	X					
<i>Keratella tropica</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Keratella cochlearis</i>			X	X	X	X	X	X
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hexarthra intermedia</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>Filinia longiseta</i>	X		X					
<i>Pompholix complanata</i>			X	X	X	X	X	X
<i>Lepadella ovalis</i>			X				X	
<i>Colurella</i> sp.	X			X		X	X	X
<i>Lecane</i> sp.		X	X	X				
<i>Lecane lunaris</i>			X			X	X	
<i>Lecane bulla</i>			X					
<i>Anuraeopsis fissa</i>				X				
<i>Synchaeta</i> sp.				X				
<i>Bdelloidea</i>			X					
Riqueza rotíferos	8	12	17	15	9	11	14	12

Entre 2014 y 2017-18 la riqueza de cladóceros fue menor que la que se encontró durante 1995-96 y, al igual que entre 2006 y 2008-09, la de los rotíferos continuó muy elevada (Fig. 2). Entre los cladóceros, *Bosmina huaronensis* y *Diaphanosoma birgei* fueron hallados en casi todas las ocasiones, mientras que *Daphnia spinulata*, *D. obtusa* y *Ceriodaphnia dubia* se encontraron en 1995-96 y no volvieron a registrarse (*D. spinulata* se encontró sólo en una ocasión en 2007).

Entre los copépodos, *Microcyclops anceps* se halló en casi todos los periodos, mientras que otras especies mostraron una alta variabilidad interanual.

Entre los rotíferos, *Brachionus havanaensis*, *Keratella tropica* y *Polyarthra dolichoptera* se registraron en todos los períodos, mientras que otras también mostraron alta variabilidad.

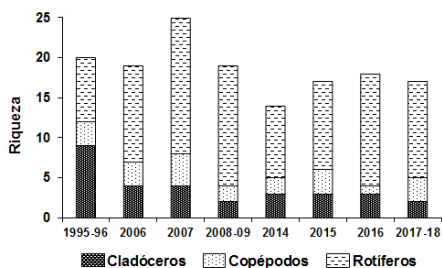


Fig. 2. Variación de la riqueza zooplanctónica por grupo taxonómico en la laguna Don Tomás entre 1995-96 y 2017-18.

La densidad de la comunidad fue muy variable, desde 815 ind/L (2014) hasta 22687 ind/L (2015). Excepto en 2006 y 2007, cuando el zooplancton estuvo dominado por copépodos, el predominio numérico fue de los rotíferos (Fig. 3). Los cladóceros siempre fueron escasos, a excepción de 2014, cuando se registraron densidades elevadas de *B. huaronensis*.

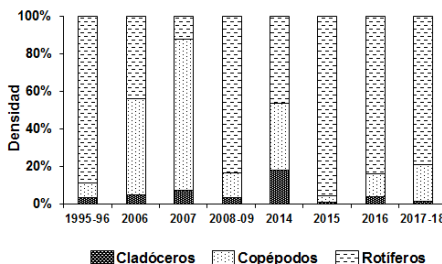


Fig. 3. Variación de la densidad zooplanctónica por grupo taxonómico en la laguna Don Tomás entre 1995-96 y 2017-18.

Discusión

La concentración de clorofila-a y la reducida transparencia del agua permiten categorizar a Don Tomás como turbia orgánica (Quirós et al., 2002). Si bien en 1995-96 la transparencia fue mayor, desde 2006 casi no ha cambiado. La concentración media de clorofila-a ha mostrado ser un parámetro altamente fluctuante, sin relación con parámetros hidrológicos. Luego del descenso de la salinidad verificado entre 1995-96 y 2006, este parámetro ha fluctuado en un rango estrecho. En 2008-09 se registró la más reducida, y posteriormente se

verificó un ligero incremento (a pesar del gran ingreso de agua causado por las elevadas precipitaciones que tuvieron lugar en 2017), probablemente debido al aporte de sales por lavado durante las lluvias.

Don Tomás tiene alta riqueza específica, típico de ambientes de baja salinidad, aunque las mismas especies se han registrado en otras lagunas de la región de mayor salinidad (Echaniz & Vignatti, 2017).

La transformación de Don Tomás en permanente ha permitido su colonización por peces como los pejerreyes. La depredación ejercida por éstos explicaría la modificación de la composición taxonómica del zooplancton, con el aumento de los rotíferos y la disminución del número de cladóceros de gran talla (Boveri & Quirós, 2002). Entre éstos últimos, la ausencia de especies de *Daphnia* podría explicar la disminución de la transparencia del agua que se registró desde 2006 en adelante (Echaniz et al., 2008; Echaniz & Vignatti, 2017). Se verificó una gran variabilidad interanual de la densidad de la comunidad, causada por las grandes fluctuaciones de las densidades de los rotíferos y copépodos, sin que se encontrara relación con parámetros ambientales.

Luego de los cambios ocurridos entre 1995-96 y 2006, las características de Don Tomás se han mantenido relativamente estables.

Referencias

- Boveri, M. and Quirós, R. 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosms experiments. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1 - 5.
- Echaniz, S., Vignatti, A. y Bunino, P. 2008. El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. *Biota Neotropica*, 8(4): 63 - 71.
- Echaniz, S., Vignatti, A., Pilati, A. y Kissner, S. 2012. Cambios en la diversidad y variación interanual de la abundancia del zooplancton de un lago somero urbano de La Pampa. *Biología Acuática*, 27:97-112.
- Echaniz, S. and Vignatti, A. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 53: 345-360.
- Quirós, R., Rennella, A., Boveri, M., Rosso, J. y Sosnovsky, A. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12, 175-185.



Cambios en la calidad del agua y el zooplancton de la laguna Bajo de Giuliani (Santa Rosa, La Pampa)

Santiago Echaniz¹, Alicia Vignatti¹, Gabriela Cabrera¹, Omar Del Ponti¹ y Pamela Pratts¹

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Avenida Uruguay 151, (6300), Santa Rosa, La Pampa.

Email: santiagoechaniz@exactas.unlpam.edu.ar

RESUMEN

El Bajo de Giuliani fue una laguna temporaria pero, desde que recibe líquidos cloacales de Santa Rosa, se transformó en permanente. Recientemente se observó un incremento de la profundidad, por lo que el objetivo fue determinar si hubo cambios en parámetros ambientales y en el zooplancton. Se colectó información entre 2014 y 2018 y se comparó con datos previos. Entre 2006-2015 la salinidad fue 9-10 g/L, pero en 2017-2018 apenas superó 5 g/L. Esto puede deberse a ingresos por precipitaciones que superaron la media, mayores cantidades de desechos cloacales y al importante volumen trasvasado desde la laguna Don Tomás. La clorofila-a rondó 200 mg/m³ en 2006-2007 pero luego no superó 100 mg/m³. La mayor riqueza zooplanctónica se registró en 2017, cuando predominaron los rotíferos. Los cambios atribuibles al descenso de la salinidad son la ausencia de la halófila *Moina eugeniae*, la aparición de la poco tolerante *Moina micrura* y el incremento de la riqueza de rotíferos.

Palabras claves: SALINIDAD - *DAPHNIA MENUCOENSIS* - *ODONTESTHES BONARIENSIS*.

Introducción

El Bajo de Giuliani es un valle de dirección sudoeste - noreste situado 10 km al sur de Santa Rosa. En el pasado fue un área cubierta por vegetación halófila que sólo contenía agua esporádicamente. La extensión de la red cloacal durante el gran crecimiento de la ciudad en las tres últimas décadas, hizo necesario determinar un área donde descargar los desechos. Dada su ubicación, se eligió el Bajo de Giuliani, por lo que actualmente recibe los líquidos parcialmente tratados de todas las plantas de tratamiento de Santa Rosa.

Debido a su importancia, la limnología y el zooplancton del Bajo de Giuliani fueron estudiados a lo largo de 2006 y 2007, cuando se registró una profundidad de 2,8 m, una salinidad media cercana a 10 g/L y una reducida transparencia, debida a las elevadas concentraciones de clorofila-a fitoplanctónica (Echaniz et al., 2010). En su zooplancton se registraron tres especies de cladóceros, tres de copépodos y nueve de rotíferos.

Debido a que en los últimos años se observó un incremento importante de la profundidad (Pratts et al., 2018), el objetivo de este trabajo es analizar información colectada entre 2014 y

2018 y compararla con la obtenida previamente (2006 y 2007), para conocer si hubo cambios en algunos parámetros ambientales (salinidad y transparencia) y en el zooplancton.

Materiales y métodos

Área de estudio

La laguna del Bajo de Giuliani (Fig. 1) está en uno de los extensos valles transversales de la región centro - este de la provincia. Su extremo oeste es atravesado por la ruta nacional 35, por lo que fue necesario construir un elevado terraplén. En 2017 tuvo una superficie de 1228 ha, un ancho máximo de 2,8 km y una profundidad máxima de 6 m (Pratts et al., 2018). La mayor parte de su perímetro está rodeado por actividades agropecuarias. En un sector del norte hay plantaciones artificiales de pinos y en el sur se encuentra una urbanización residencial en expansión.

Es alimentado por precipitaciones, escorrentía superficial, descargas freáticas y desde las plantas de tratamiento de desechos cloacales de la ciudad. A esto debe sumarse el trasvase de los excedentes de la laguna Don Tomás. Es un ambiente arreico y las pérdidas de agua se dan por evaporación o infiltración. Carece de

macrófitas acuáticas y tiene fauna íctica con dominancia de *Odontesthes bonariensis*, lo que actualmente le confiere un potencial valor turístico.

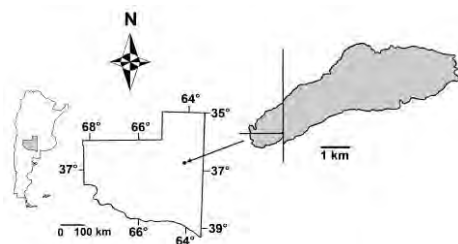


Fig. 1. Ubicación geográfica de la laguna del Bajo de Giuliani.

Trabajo de campo y laboratorio

Se realizaron muestreos estacionales en 2014, 2015, 2016, 2017 y 2018. *In situ* se registraron la temperatura, el pH, la conductividad y la transparencia del agua. Simultáneamente se tomaron muestras de agua para análisis químicos y muestras de zooplancton con redes de 0,04 mm de abertura de malla.

La salinidad se determinó gravimétricamente y la concentración de clorofila-a por extracción con acetona acuosa y espectrofotometría.

Las densidades del macro y microzooplancton se determinaron mediante conteos en cámaras de Bogorov y de Sedgwick-Rafter.

Para determinar diferencias en los parámetros determinados durante todos los períodos anuales y posibles relaciones entre ellos, se efectuaron análisis de varianza no paramétricos de Kruskal-Wallis (H) y de correlación de Spearman (r_s) respectivamente.

Resultados

La temperatura media del agua no difirió entre todos los períodos y mostró mínimos invernales entre 6-7°C y máximos estivales entre 26-27°C. La salinidad fue diferente ($H = 23,06$; $p < 0,05$). Entre 2006 y 2015 fue más elevada y alcanzó medias entre 9 y 10 g/L pero a partir de 2016 se registró un notorio descenso y en 2017 y 2018 mostró medias apenas superiores a 5 g/L (Tabla 1). El pH no fue diferente y osciló entre 8,44 y 9,14 (Tabla 1).

La transparencia del agua difirió entre períodos ($H = 20,82$; $p < 0,05$). Fue inferior a 0,20 m la mayor parte de los años pero superó ese valor en 2015 y 2016 (Tabla 1).

La concentración de clorofila-a difirió ($H = 16,79$; $p < 0,05$). Fue muy elevada, cercana a 200 mg/m³ en 2006 y 2007 pero luego descendió y

no superó 100 mg/m³ (Tabla 1). Se encontró correlación entre este parámetro y la transparencia del agua ($r_s = -0,43$; $p < 0,05$).

Tabla 1. Parámetros ambientales determinados en el Bajo de Giuliani entre 2006 y 2018.

	Salinidad (g/L)	pH	Transparencia (m)	Clorofila a (mg/m ³)
2006	9,94 ± 0,24	8,97 ± 0,17	0,17 ± 0,03	198,3 ± 102,83
2007	10,60 ± 0,67	9,14 ± 0,05	0,16 ± 0,05	204,02 ± 27,45
2014	10,89 ± 0,79	8,90 ± 0,37	0,19 ± 0,02	92,38 ± 31,49
2015	8,92 ± 1,02	9,03 ± 0,31	0,21 ± 0,05	79,80 ± 28,50
2016	7,27 ± 0,85	8,87 ± 0,29	0,23 ± 0,05	32,40 ± 25,91
2017	5,95 ± 1,61	8,78 ± 0,41	0,17 ± 0,02	34,43 ± 44,14
2018	5,14 ± 0,34	8,44 ± 0,56	0,18 ± 0,04	55,20 ± 44,41

En el zooplancton se registraron 4 cladóceros, 4 copépodos y 18 rotíferos. La mayor riqueza se registró en 2017 (15 *taxa*) dada por una alta diversidad de rotíferos (10 especies) y la menor en 2015 y 2018 (9 *taxa*) (Tabla 2 y Fig. 2).

Tabla 2. *Taxa* registrados en el zooplancton del Bajo de Giuliani entre 2006 y 2018.

	2006	2007	2014	2015	2016	2017	2018
Cladóceros							
<i>Bosmina huaronensis</i>			X				
<i>Daphnia menucoensis</i>	X	X	X	X	X	X	
<i>Molna eugeniae</i>	X	X					
<i>Molna micrura</i>						X	
Copépodos							
<i>Metacyclops mendocinus</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Microcyclus anceps</i>						X	X
<i>Boeckella poopoensis</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Cletocamptus deitersi</i>	X	X	X	X	X	X	X
Rotíferos							
<i>Keratella tropica</i>	X		X		X	X	X
<i>Keratella cochlearis</i>		X	X				
<i>Brachionus plicatilis</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus dimidiatus</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus pterodinoideus</i>	X	X	X	X	X	X	
<i>Brachionus angularis</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus ibericus</i>		X		X	X	X	
<i>Brachionus havanaensis</i>	X				X	X	
<i>Brachionus urceolaris</i>							X
<i>Lepadella ovalis</i>					X	X	
<i>Asplanchna</i> sp.					X		
<i>Lecane bulla</i>						X	
<i>Lecane lunaris</i>		X					
<i>Polyarthra dolichoptera</i>						X	
<i>Colurella</i> sp.							X
<i>Anuraeopsis fissa</i>	X						
<i>Hexarthra fennica</i>		X					
<i>Bdelloidea</i> no id.	X						

La riqueza de los cladóceros fue reducida y nunca se registraron más de dos especies simultáneamente. Entre los copépodos, la

riqueza fue estable y siempre se encontraron 3 especies, a excepción de 2018. Entre los rotíferos, el número de *taxa* fue más fluctuante, varió entre 5 (2015) y 10 especies (2017) (Fig. 2).

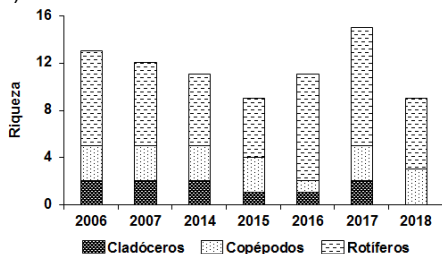


Fig. 2. Variación de la riqueza zooplancónica por grupo taxonómico en el Bajo de Giuliani.

Entre los crustáceos, *Daphnia menucoensis*, *Metacyclops mendocinus*, *Cletocampus deitersi* y *Boeckella poopoensis* fueron de presencia casi constante, situación compartida con algunos rotíferos del género *Brachionus*. Inversamente, *Bosmina huaronensis* y algunos rotíferos como *Hexarthra fennica*, *Anuraeopsis fissa* o *Polyarthra dolichoptera* se hallaron en una sola ocasión.

La densidad no difirió y no se encontraron correlaciones con los parámetros ambientales. Fue muy variable, desde 422 ind/L (2014) hasta 13743 ind/L (2006). Excepto en 2006 y 2007, cuando dominaron rotíferos, el predominio fue de copépodos. Los cladóceros fueron escasos, excepto en 2017, debido a densidades elevadas de *D. menucoensis* (Fig. 3).

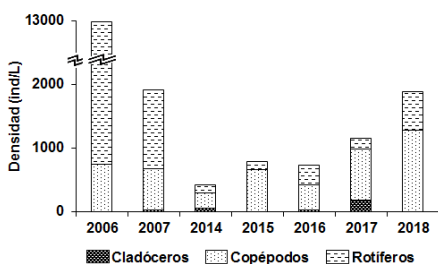


Fig. 3. Variación de la densidad zooplancónica por grupo taxonómico en el Bajo de Giuliani.

Discusión

La alta concentración de clorofila-a y la reducida transparencia del agua permiten categorizar a la laguna del Bajo de Giuliani como turbia orgánica (Echaniz et al., 2010). Desde 2009 se registró un marcado descenso de la salinidad (Pratts et al., 2018) y de la

concentración de clorofila-a fitoplanctónica. Esto puede deberse a la dilución producida por el incremento de ingresos de agua de baja salinidad, que llevaron a que la profundidad en 2017 se duplicara respecto a 2007. El ingreso se debe a los grandes volúmenes de agua aportados por los desechos cloacales, a aportes directos por precipitaciones, que entre 2014 y 2017 superaron la media anual (www.policia.lapampa.gov.ar/contenidos/ver/lluvias) y al gran volumen trasvasado en 2017 desde la laguna Don Tomás para regular su nivel.

El Bajo de Giuliani tiene una asociación zooplancónica conformada en su mayoría por especies tolerantes a la salinidad (Echaniz et al., 2010), ya registradas en otras lagunas de la región (Echaniz & Vignatti, 2017). El único cambio en la comunidad que podría atribuirse al descenso de la salinidad es la falta de registros desde 2007 de *Moina eugeniae*, una especie típicamente halófila, la aparición de su cogenérica poco tolerante, *M. micrura* y el incremento de la riqueza de rotíferos.

El Bajo de Giuliani ha sido colonizado por peces entre los que se cuentan pejerreyes. Su depredación explicaría el tamaño reducido del zooplankton, su alta riqueza de rotíferos y bajo número de cladóceros (Echaniz et al., 2010). Sin embargo, entre éstos últimos, casi todos los años se registró *D. menucoensis*, aunque en forma ocasional y en bajas densidades. Esto hace suponer la periódica eclosión a partir de efipios del banco de huevos aunque la depredación evitaría que alcanzara densidades altas, perdurables en el tiempo y que, por lo tanto, pudiera tener influencia sobre la transparencia del agua (Echaniz et al., 2010).

Referencias

- Echaniz, S., Vignatti, A., José de Paggi, S., Paggi, J y Cabrera, G. 2010. El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: comparación de Bajo de Giuliani y El Carancho. Libro del 3° Congreso Pampeano del Agua: 45-53.
- Echaniz, S. and Vignatti, A. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 53: 345–360.
- Pratts, P., Castro, E. y Castro, M. 2018. Evolución espacio-temporal y variaciones en la salinidad de un humedal somero: caso Bajo Giuliani. La Pampa. Argentina. Tomo 7: Humedales Vinculados al Agua Subterránea. XIV Congreso Latinoamericano de Hidrogeología, Salta, 109-116.



Riesgos naturales y antrópicos para servicios ambientales de consumo de los arroyos de la cuenca Martín-Carnaval, partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina

Axel Elseser¹ y Sandra Demichelis¹

¹ Laboratorio Ambiental, Instituto de Problemas Nacionales, (UNLa) – 29 de Septiembre 3901, Remedios de Escalada (B1826), Buenos Aires, Argentina.
Email: sandrademichelis@yahoo.com

RESUMEN

Los servicios ambientales de consumo (SAC) de los cursos de agua superficiales, tales como la ingesta de agua, la recreación y la preservación de la vida acuática, han sido infravalorados en la Región Metropolitana de Buenos Aires. La capacidad de los cursos de agua para brindar estos servicios puede verse afectada por las actividades antrópicas (amenazas antrópicas) y los fenómenos naturales (amenazas naturales) que suceden en una cuenca hidrográfica. Se denomina vulnerabilidad a la posibilidad de un recurso de ser afectado por cualquiera de estos eventos. En este trabajo se establecieron los servicios ambientales actuales y potenciales de consumo que brindan los arroyos en un sector de la cuenca Martín-Carnaval, así como los riesgos antrópicos y naturales que pueden afectar dichos servicios y las vulnerabilidades que presentan los arroyos. Las inundaciones por desborde y los microbasurales son las principales amenazas identificadas para los SAC actuales y potenciales.

Palabras clave: RIESGO, ARROYO, SERVICIO AMBIENTAL

Introducción

Los cursos de agua superficiales de la Región Metropolitana de Buenos Aires han sido valorados históricamente por sus servicios ambientales de disposición (receptores de residuos e integrantes de una red de drenaje). Los servicios ambientales de consumo (SAC), tales como la ingesta de agua, su uso para la recreación y la conservación natural, han quedado soslayados en cuanto a su aprovechamiento (Isuani, 2010).

Las actividades antrópicas y los fenómenos naturales que suceden dentro del territorio de una cuenca hidrográfica pueden afectar la capacidad de los cursos de agua para brindar servicios ambientales. En este sentido configuran amenazas antrópicas y naturales, respectivamente (Boyle, 1996).

La probabilidad de un curso de agua a ser afectado por las amenazas se denomina riesgo y la posibilidad de que un hecho negativo impacte ese cuerpo de agua se denomina vulnerabilidad (Cardona, 1992).

Se plantearon los siguientes objetivos en relación a una cuenca del frente costero sur del Río de la Plata:

- Determinar los SAC actuales y potenciales.
- Determinar riesgos naturales y antrópicos para los SAC actuales y potenciales.
- Identificar vulnerabilidades para los SAC actuales y potenciales.

Área de Estudio

La cuenca Martín-Carnaval se encuentra en el partido de La Plata y tiene una extensión de 79,9 km². Está integrada por dos cursos de agua de escurrimiento SO-NE: el arroyo Carnaval (oeste) y el arroyo Martín (este). Estos arroyos confluyen, creando el arroyo Martín-Carnaval, el cual pertenece al Área de Bañados en la mayor parte de su extensión y desagota en el Río de la Plata.

En la superficie de la cuenca reside una población aproximada de 52.000 personas, distribuidas en alrededor de 15.600 hogares (INDEC, 2010). La mayor parte de esta población se concentra en la cuenca baja, donde se ubican las localidades de Villa Elisa y City Bell. En esta zona también se localizan algunas industrias (Mac Loughlin, et al., 2017).

La cuenca Martín-Carnaval es representativa del frente Costero del Río de la Plata ya que tiene un sector urbanizado, actividad industrial

y ausencia del servicio de cloacas en gran parte de su superficie. Además, el arroyo Carnaval atraviesa una zona urbana, mientras que el arroyo Martín atraviesa el Parque Ecológico Municipal (PEM), pudiendo verificar los efectos del espacio verde sobre el recurso hídrico y realizar comparaciones entre ambos arroyos. El sector estudiado comprende la cuenca al norte del Cno. Gral. Belgrano y al sur de la Ruta Provincial 1 (Au. Bs. As.-La Plata).

Materiales y Métodos

Los SAC fueron definidos a partir de la Resolución 03/2009 de la Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo, siendo estos usos:

- I: Consumo humano con tratamiento convencional.
- II: Actividades recreativas con contacto directo.
- III: Actividades recreativas sin contacto directo.
- IV: Actividades recreativas pasivas.
- V: Preservación de vida acuática con exposición prolongada.
- VI: Preservación de vida acuática sin exposición prolongada.

Se realizaron visitas al sitio, se registraron los datos obtenidos en campo y se revisaron fuentes secundarias para determinar los SAC aprovechados actualmente. Los indicadores para cada uno de estos usos fueron la presencia de bombas de extracción de agua de los arroyos (Uso I), muelles o clubes náuticos (Usos II y III), la existencia de plazas, senderos o mobiliario urbano en la zona ribereña (Uso IV) y de áreas protegidas (Usos V y VI).

Para determinar los SAC potenciales se tomaron muestras de agua de los arroyos en cinco puntos elegidos utilizando el método jerarquizado: dos en el arroyo Martín (MM1 y MM2), dos en el arroyo Carnaval (MC1 y MC2) y uno en la confluencia de ambos (MCM). Los parámetros medidos fueron OD (mg/l), DBO (mg/l), N-N03- (mg N/l), NH4 (mg/l), pH (UpH) y temperatura del agua. Luego se los contrastó con valores de referencia sugeridos por APrA (2014) y se los clasificó en los seis usos ya descriptos.

Las amenazas de origen natural se evaluaron a partir de la lista de fenómenos hidrológicos potencialmente peligrosos de la Organización de Estados Americanos (1993). Se determinó su incidencia en el área de estudio a partir de la revisión de bases de datos, artículos científicos y periodísticos.

Para determinar las amenazas de origen antrópico se tomaron como referencia las presiones puntuales y biológicas para cuerpos de agua presentadas en el Documento Guía N° 3 de la Directiva Marco del Agua de la Unión

Europea (Comisión Europea, 2003). La revisión de fuentes secundarias permitió descartar las amenazas antrópicas ausentes en el área de estudio. Posteriormente se definieron indicadores para las amenazas identificadas y se las registró a partir de fuentes secundarias y relevamiento in situ. Se georreferenciaron las siguientes amenazas: microbasurales (MB), vehículos abandonados (VA), ramas de poda (RP), hogares que vuelcan aguas negras y grises a los arroyos (H) y presencia de industrias (I).

En cuanto a las vulnerabilidades, se tomaron como referencia las presiones hidromorfológicas y cuantitativas para cuerpos de agua presentadas en el Documento Guía N° 3 (Comisión Europea, 2003). Las vulnerabilidades relevadas y georreferenciadas a partir de visitas al sitio fueron modificaciones al curso de agua como canalización (Ca) y entubamiento (E) (los cuales disminuyen la capacidad para degradar contaminantes por la eliminación del ecosistema acuático) y desagües que terminan en el arroyo tales como pluviales (DP) y desagües sin identificar (DSI), que facilitan el transporte de sustancias potencialmente nocivas para los SAC.

Las interacciones entre los SAC actuales y potenciales, las amenazas y vulnerabilidades fueron integradas en un modelo conceptual de riesgo. Las amenazas y vulnerabilidades georreferenciadas fueron agrupadas de acuerdo a su ubicación.

Resultados

Fue posible relevar en campo 4082 metros de arroyo sobre un total de 7863 metros de área de estudio, divididos en 10 tramos de longitud variable. El principal obstáculo fue que muchos sectores pertenecían a terrenos privados que cuyos fondos lindaban con los arroyos, lo cual imposibilitó su acceso.

Las visitas a campo no demostraron la presencia de bombas de extracción de agua de los arroyos. Los datos censo realizado por INDEC (2010), no hacen referencia al consumo a partir de cursos de agua. El consumo humano con tratamiento convencional no se encuentra presente (Uso I). No se identificaron muelles o clubes náuticos sobre los arroyos. Las actividades recreativas con y sin contacto directo no se encuentran presentes (Usos II y III). Se identificó un camping que limita con el arroyo Carnaval y cuenta con mobiliario exterior para el disfrute estético del curso de agua (Tramo C6). Asimismo se identificó un sendero que recorre 1,2 km en paralelo al arroyo Martín, dentro del PEM (Tramo M2). Estos son

ejemplos de actividades recreativas pasivas (Uso IV). El sector aledaño al arroyo Martín, dentro del perímetro del PEM está destinado a la protección de la flora y la fauna acuáticas (Usos V y VI) (Tramo M2).

Los valores de los parámetros físico-químicos registrados fueron contrastados con los parámetros de referencia, permitiendo determinar la aptitud de cada punto para los diversos usos (Tabla 1).

Tabla 1: Usos potenciales de los arroyos de la cuenca Martín-Carnaval.

	Puntos de Muestreo			Usos		
	I	II	III	IV	V	VI
MM1				✓		✓
MM2				✓	✓	✓
MC1	✓		✓	✓		✓
MC2	✓		✓	✓		✓
MMC				✓		

Las amenazas de origen natural identificadas fueron eventos de inundación por desborde de arroyos, causados por precipitaciones.

Las amenazas de origen antrópico y las vulnerabilidades que se relevaron se presentan en la Tabla 2. Según los datos de INDEC (2010), no hay hogares que vuelcan aguas grises y negras a los arroyos. No se identificaron sectores entubados.

Tabla 2: Amenazas antrópicas y vulnerabilidades.

Tramo	Longitud*	Amenazas			Vulnerabilidades				PM
		MB	RP	VA	I	DP	DSI	Ca*	
M1	478	9	0	4	2	3	4	0	MM1
M2	1364	0	0	0	0	0	0	0	-
M3	278	0	0	0	0	0	0	0	MM2
C1	100	2	0	0	0	0	0	0	MC1
C2	85	1	1	0	0	4	3	0	-
C3	40	2	0	0	0	2	0	0	-
C4	150	0	0	0	0	1	0	0	-
C5	72	0	2	0	0	2	0	0	-
C6	385	2	3	1	1	5	2	0	-
C7	1040	2	1	1	0	13	3	1000	MC2
MC	90	0	0	0	0	0	0	0	MMC

PM: Punto de muestreo. *Expresado en metros.

Conclusiones

Se concluye que la calidad de las aguas determinada a partir de la toma de muestras es apta para los SAC aprovechados actualmente (Usos IV, V y VI). El arroyo Carnaval presenta

mayor posibilidad de aprovechamiento (Usos I, III y VI). Sin embargo, se trata de un arroyo vulnerable, especialmente en el tramo C7. Si bien la cantidad de amenazas es baja, el cambio de usos del suelo o las prácticas de los vecinos en relación a la gestión de residuos pueden aumentar el riesgo. La mayor cantidad de amenazas antrópicas se concentran en el tramo M1. La combinación de estas amenazas con el desborde del arroyo (amenaza presente en todo el área de estudio) puede arrastrar contaminantes, afectando los tramos aguas arriba. Las amenazas deberían eliminarse mediante la reducción de vuelcos y basurales para poder aprovechar los SAC y garantizar la conservación de vida acuática (Uso VI). Se ha planificado un programa de sensibilización de la población que habita sobre las márgenes de los arroyos, basada en experiencias de formación de referentes ambientales.

Referencias

- Agencia de Protección Ambiental. 2014. *Propuesta preliminar de usos para la Cuenca Matanza Riachuelo*. Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires. Disponible en: https://www.buenosaires.gov.ar/sites/gcaba/files/documentos/propuesta_usos_y_objetivos_calidad_del_agua_cm_r_0.pdf
- Boyle, T. 1996. Análisis de Riesgo Ecológico: Estado actual y perspectivas. En Zalazar R. (ed.) *Cuencas Hídricas: Contaminación, Evaluación de Riesgo y Saneamiento*. Instituto Provincial del Medio Ambiente. La Plata. 76-84.
- Cardona, O. D. 1992. Evaluación de la amenaza, la vulnerabilidad y el riesgo. *II Simposio Latinoamericano de Riesgo Geológico-Urbano y II Convención Colombiana de Geología Ambiental*, Pereira.
- Comisión Europea. 2003. *Common implementation strategy for the Water Framework Directive, Guidance Document N° 3: Analysis of pressures and impacts*. European Communities.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. 2010. *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010*.
- Isuani, F. 2010. Sesgos en la política del agua de la Provincia de Buenos Aires. Una mirada sobre los instrumentos de la política pública. En Isuani F. (comp.) *Política pública y gestión del agua: aportes para un debate necesario*. Prometeo Libros. Buenos Aires. 97-149.
- Mac Loughlin, T. et al. 2017. Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment*, (598):572-580.
- Organización de Estados Americanos. 1993. *Manual sobre el manejo de Peligros Naturales en la Planificación para el Desarrollo Regional Integrado*. Washington. p. 34.



Evaluación de nuevas metodologías para el cálculo de la condición en peces orientadas al pejerrey (*Odontesthes bonariensis*)

Fredy Guardiola¹, Javier Garcia de Souza², Mariano Sorisetti¹, Claudio Baigún³, Daniel Barrio¹, Darío Colautti², Patricio Solimano¹.

¹ Laboratorio de Ictiología CIT Río Negro (CONICET-UNRN), Viedma, Río Negro, Argentina.

² Laboratorio de Ecología de Peces, Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) (CONICET-UNLP), Boulevard 120 y 62, CP: 1900, CC: 712, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

³ Instituto de investigación e Ingeniería ambiental, UNSAM (CONICET)

Correo electrónico del autor que expondrá el trabajo: psolimano@unrn.edu.ar

RESUMEN

El análisis de la condición de los peces es relevante para el manejo pequeño. Históricamente se han asumido dos modelos de crecimiento isométrico y alométrico para definir la condición, pero existen modelos polialométrico (estanzas), que implican variaciones en las relaciones morfométricas. Este trabajo propone una forma de analizar e identificar los cambios morfométricos reflejados en la relación talla/peso, así mismo evaluar los índices de condición que surgen de los modelos. Los resultados muestran que el pejerrey *O. bonariensis* presenta un crecimiento polialométrico que en el rango de tallas analizadas es de tres estanzas. Los modelos isométricos, alométricos de una y dos estanzas no presentan una distribución de residuos aleatoria, por lo que no son válidos como modelos para el cálculo de los índices de condición. Por último, se propone una metodología para la selección de modelos para el cálculo de índices de condición, que tenga en cuenta el crecimiento polialométrico.

Palabras claves: INDICES DE CONDICIÓN - MODELOS DE CRECIMIENTO - PEJERREY

Introducción

El análisis de la condición de los peces es una práctica común en las investigaciones de biología pesquera y acuicultura. Los índices de condición (IC) expresan la relación matemática entre variables morfométricas siendo las longitudes junto con el peso las más utilizadas. En la práctica este tipo de índices son muy utilizados. Siendo los IC de Fulton (isométrico) y Ricker (alométrico) los más comunes. En general el cálculo de IC morfométricos, se basan en un factor de proporcionalidad. En el caso de Fulton (K) y el índice alométrico tienen como raíz una ecuación potencial de la forma $y = a \cdot x^b$ (Ricker, 1975). Fulton asume un crecimiento isométrico donde el coeficiente de alometría es igual a 3 (Froese, 2006; Le Cren, 1951).

$$y = a \cdot x^b \Rightarrow w = K \cdot l^{st^3} \Rightarrow K = \frac{w}{l^{st^3}} \quad Ec1$$

$K = a$ cuando $b=3$

El índice alométrico de condición se recomienda cuando las proporciones de crecimiento de los tres ejes no son iguales, lo que se contempla en el factor de alometría que toma valores significativamente diferentes de tres.

$$y = a \cdot x^b \Rightarrow w = a \cdot l^{st^b} \Rightarrow K_a = \frac{w}{l^{st^b}} \quad Ec2$$

Los modelos derivados de $y = a \cdot x^b$ son los más usados para describir el crecimiento relativo en peces y por ende describir la condición de los

mismos.

El cálculo de b se realiza mediante el ploteo:

$$w = a \cdot l^{st^b} \Rightarrow \ln w = b \cdot \ln l^{st} + \ln a \quad (Ec 3)$$

Se han notado cambios en la pendiente cuando se presentan de forma gráfica los datos logaritmizados, esto denota una variación en la alometría y por ende en las relaciones talla-peso y las proporciones corporales. Huxley (1924), denomina polarimetría o crecimiento polialométrico a estas variaciones del coeficiente de alometría que ocurren a lo largo del ciclo de vida. Un crecimiento polialométrico implica de forma inequívoca variaciones en las proporciones de las medidas en los tres ejes del pez, y en las relaciones talla peso, y en ese sentido la polialometría es una fuerte indicación de la existencia de estanzas de crecimiento (Vasnetsov, 1953). Tales cambios modifican los parámetros reales de la condición de los peces por lo que la forma de calcular los índices de condición que se ha empleado de forma tradicional sería inadecuada si existe polialometría.

El objetivo de este trabajo es evaluar diferentes metodologías para calcular el IC los peces, tomando en cuenta la posibilidad de la existencia de estanzas, y así mejorar esta herramienta para la evaluación de las poblaciones.

Materiales y métodos

Para realizar el análisis se obtuvieron los datos de largo estándar (Lst) en cm y peso (W) en grs, de 3578 pejerreyes (*O. bonariensis*), rango de talla usado de 9 mm a 160 mm, provenientes de diferentes experimentos llevados a cabo en el IIB-INTECH, que fueron parte de trabajos de desarrollo del cultivo en jaulas de la especie (García de Souza, 2014; Solimano, 2013). Los datos fueron analizados con el software R (Versión 0.5-2.1) y se usaron los paquetes segmented (Muggeo, 2008) y randtests (Mateus and Caeiro, 2014). Con el fin de evaluar la mejor forma de estimar la condición de los peces se analizaron diferentes modelos, isométrico (K), alométrico y por estanzas, se compararon los resultados arrojados, y se establecieron lineamientos para la selección del modelo óptimo.

Asumiendo un crecimiento Isométrico

Se estimó para cada pez el índice de condición de Fulton según la fórmula $K = W / Lst^3$ (Ec1) presentada en Ricker (1975).

Asumiendo un crecimiento Alométrico

Se estimó la relación talla-peso mediante un modelo potencial alométrico, utilizando como variable independiente el Lst siguiendo la Ec3, donde b el coeficiente de alometría y a la constante proporcionalidad. El cálculo del índice de condición alométrico (K_a) se realizó según la fórmula de la Ec2 (Ricker 1975).

Asumiendo un crecimiento Polialométrico

Se generaron modelos segmentados estimando los respectivos puntos de cambio [ψ] (1....k), con la función `segmented()`, con la cantidad de estanzas crecientes hasta alcanzar un valor no significativo (p-value>0,05) en la prueba Davies (Muggeo, 2008).

Para este estudio se generaron modelos de 2 y 3 estanzas siendo las ecuaciones generales para cada modelo las siguientes:

$$Y = \begin{matrix} b_1 Lst + a_1 & \text{si } \min \leq X < \psi_1 \\ b_2 X + a_2 & \text{si } \psi_1 < X \leq \max \\ b_1 X + a_1 & \text{si } \min \leq X < \psi_1 \end{matrix} \quad (\text{Ec 4})$$

$$Y = \begin{matrix} b_2 X + a_2 & \text{si } \psi_1 < X < \psi_2 \\ b_3 X + a_3 & \text{si } \psi_2 < X \leq \max \end{matrix} \quad (\text{Ec 5})$$

A cada modelo se le evaluó la distribución de residuos con la prueba Cox-Stuart (Mateus and Caeiro, 2014).

Además, para cada modelo se calcularon los intervalos de confianza al 95%. La clasificación de la condición de los peces de forma individual se realizó siguiendo los siguientes criterios:

Óptimo (OP): índice de condición dentro del intervalo de confianza; Bajo (BJ): índice de condición por debajo del intervalo de confianza; Alto (AT): índice de condición por encima del intervalo de confianza.

Resultados

Se generaron un total de 4 modelos, dos de ellos

fueron Polialométricos con dos y tres estanzas que resultaron significativos en la diferencia de los coeficientes de alometría según la prueba de Davies (p-value>0,05) (Tabla 1). Los modelos con mayor cantidad de estanzas resultaron no significativos por lo que no se tuvieron en cuenta para ser evaluados. Los puntos de cambio entre estanzas para los modelos se detallan en la Tabla 1. Todos los modelos evaluados arrojaron ajuste significativo en sí mismos y para todos los parámetros estimados (p<0,05). Los coeficientes de determinación (R^2) fueron superiores a 0,99.

La evaluación de la distribución aleatoria de los residuos muestra que el modelo de 3 estanzas (p=0,602) fue el único con distribución aleatoria de los mismos.

Tabla 1: Parámetros estimados e intervalos de confianza de las relaciones peso-longitud. N=3578 peces; a: factor de condición (factor de proporcionalidad); b: coeficiente alometría; ψ : punto de cambio entre estanzas (cm); AIC:

Modelos	a	b	ψ	Davides (Paulson, 2006)	AIC
Isométrico	0,00925	3	NA	Na	2331,97
Alométrico	0,00930	2,991	NA	Na	2775,76
2 estanzas	0,00691	3,549	1,9	<0,05	-1652,38
	0,00997	2,955			
3 estanzas	0,00743	3,315	2,7	<0,05	-1679,21
	0,01167	2,86	9,1		
	0,00276	3,512			

Luego de asignar la condición para cada modelo se observa que los modelos isométrico y alométrico, presentan un gran número de individuos en estado "bajo" y pocos en estado "óptimo" en relación a los otros modelos con estanzas. Mientras que el modelo de dos estanzas tiene el mayor número de peces en estado óptimo, esto es debido al cálculo de los intervalos de confianza y al error propio del modelo. El modelo de tres estanzas presenta también un alto número de individuos en estado óptimo. Según los valores del criterio de información de AKAIKE (AIC) (Tabla 1), el modelo con mejor ajuste es el de 3 estanzas.

Discusión

Los modelos de estanza única como el isométrico y alométrico (Ricker, 1975), son los más utilizados en las estimaciones de la condición de los peces, esto se debe a la facilidad de cálculo y obtención de datos para los mismos (McPherson et al., 2010). Pero estos modelos asumen un crecimiento uniforme en las proporciones a lo largo de la vida del organismo, cosa que muy pocas veces es correcta, esto lleva a que esta herramienta para el manejo pesquero o acuícola sea errónea para dar

recomendaciones. Los modelos de estanzas por otro lado evalúan cada instancia de crecimiento por separado, lo que da una idea real del estado de la población evaluada.

Tabla 2: Condición de los peces según los modelos BJ=bajo; AT=alto; OP=optimo

Modelo	Condición			Total
	BJ	SU	OP	
2 estanzas	87	87	3404	3578
3 estanzas	216	325	3037	3578
Alométrico	1579	371	1628	3578
Isométrico	1834	119	1625	3578

Froese, (2006) y Le Cren, (1951) han observado de forma gráfica el cambio en el factor de alometría, mostrando que los modelos uni-estanza no son adecuados para describir una relación talla-peso que incluya a todas las fases de crecimiento. En el caso particular del pejerrey los modelos isométrico y alométrico mostraron no ser adecuados en el rango de talla estudiado, donde como se observa en la Tabla 2 se llegaría a una recomendación errónea si no se observan las estanzas de crecimiento. Este trabajo muestra una metodología para la obtención de estanzas de crecimiento, más sencilla y con criterios estadísticos, que la hace diferente a las propuestas por Bervian et al. (2006) y Dumas et al. (2007). Además como esta metodología está centrada en variables morfométricas, las estanzas pueden ser caracterizadas por una forma de crecer, y de este modo encontrar características adaptativas dentro de estos procesos, como indican Munch and Conover (2003) para otras especies de pejerrey. El modelo propuesto en este trabajo que comprende tres estanzas permite interpretar de forma conjunta los factores de condición y los coeficientes de alometría (tabla 2), mostrando un patrón ontogénico con variaciones en sus características vida. En la estanza I ($b=3,3$) presenta un incremento de la masa corporal, en la estanza II ($b=2,8$) el organismo crece en largo y la estanza III ($b=3,5$) se acumulan reservas, probablemente con fines reproductivos. Para la obtención de índices de condición por medio de las relaciones talla-peso, se recomienda, analizar los modelos isométrico (si $b=3$) o alométrico (si $b\neq3$), evaluar la distribución de los residuos, si esta no es al azar, usar estanzas de crecimiento hasta conseguir significancia del modelo, distribución al azar de los residuos y por último utilizar el criterio de información de AKAIKE para seleccionar el mejor modelo por estanzas.

Bibliografía

Bervian, G., Fontoura, N.F., Haimovici, M., 2006. Statistical model of variable allometric growth:

otolith growth in *Micropogonias furnieri* (Actinopterygii, Sciaenidae). J. Fish Biol. 68, 196–208.

Dumas, A., France, J., Bureau, D.P., 2007. Evidence of three growth stanzas in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) across life stages and adaptation of the thermal-unit growth coefficient. Nutr. Feed. Fish 267, 139–146.

Froese, R., 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. J. Appl. Ichthyol. 22, 241–253.

García de Souza, J.R., 2014. Caracterización de la comunidad zooplanctónica en lagunas pampásicas y su relación con la ecología trófica y producción de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*).

Huxley, J.S., 1924. Constant Differential Growth-Ratios and their Significance. Nature 114, 895–896.

Le Cren, E.D., 1951. The Length-Weight Relationship and Seasonal Cycle in Gonad Weight and Condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). J. Anim. Ecol. 20, 201–219.

Mateus, A., Caeiro, F., 2014. An R implementation of several randomness tests. AIP Conf. Proc. 1618, 531–534.

McPherson, L.R., Slotte, A., Kvamme, C., Meier, S., Marshall, C.T., 2010. Inconsistencies in measurement of fish condition: a comparison of four indices of fat reserves for Atlantic herring (*Clupea harengus*). ICES J. Mar. Sci. 68, 52–60.

Muggeo, V., 2008. Segmented: An R Package to Fit Regression Models With Broken-Line Relationships. R News 8, 20–25.

Munch, S.B., Conover, D.O., 2003. RAPID GROWTH RESULTS IN INCREASED SUSCEPTIBILITY TO PREDATION IN *MENIDIA MENIDIA*. Evolution 57, 2119–2127.

Paulson, D.S., 2006. Handbook of regression and modeling: Applications for the clinical and pharmaceutical industries. Chapman and Hall/CRC.

Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull Fish Res Bd Can 191, 1–382.

Solimano, P.J., 2013. Desarrollo de un sistema de cría semi-intensiva para producción de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en jaulas flotantes (Tesis). UNLP.

Vasnetsov, V., 1953. Developmental stages of bony fishes. Ocherki Po Obshchim Vopr. Ikhtologii.



Calidad del agua en relación al uso del suelo: determinación de metales en la cuenca del río Sauce Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina)

Noelia Soledad La Colla^{1,2}, Josefina Zunino^{1,2}, Andrea Soledad Brendel^{1,2,3}, Carla Alejandra Baleani^{1,2}, María Clara Menéndez^{1,2}, Sandra Elizabeth Botté^{1,2,4}, María Belén Alfonso^{1,2}, Verónica Gil^{1,5}, Jorge Luis Bustamante^{1,2}, María Cintia Piccolo^{1,2,5}

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina.

² Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET-UNS), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

³ Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina

⁴ Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

⁵ Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

Email: zuninosefina@gmail.com

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue evaluar la calidad del agua de la cuenca del río Sauce Grande de acuerdo a las concentraciones de metales (Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn) presentes en el material particulado en suspensión, para evaluar su relación con el uso del suelo de la cuenca. Se seleccionaron 12 sitios de medición en la cuenca y se agruparon los datos según su ubicación en la cuenca alta, media o baja del río. Se encontraron concentraciones medias estadísticamente superiores de Cu, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn, pH y conductividad en la cuenca media y baja respecto de la cuenca alta. El uso del suelo de la cuenca media y baja para cultivos, con prácticas agrícolas como la fertilización y el uso de herbicidas, es probable que incremente la llegada de metales a la cuenca.

Palabras claves: CONTAMINANTES - CURSOS DE AGUA - MATERIAL PARTICULADO

Introducción

Las cuencas hídricas son sistemas en donde interactúan factores naturales como el clima, la geomorfología, el suelo, el agua y la fauna, conjuntamente con los desarrollos productivos generados por el hombre. Los procesos de urbanización, el desarrollo industrial y el incremento en la descarga de las aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas generan un deterioro progresivo de los ambientes acuáticos. Además, los distintos usos del suelo adquieren relevancia en la medida que modifican el funcionamiento natural del sistema (Gil y Campo, 2011). La calidad del agua superficial se establece según un uso definido, como por ejemplo la protección de la vida acuática; y se encuentra condicionada por el conjunto de procesos naturales y actividades humanas que interactúan entre sí. Los metales, de origen tanto natural como humano, dada su biotoxicidad e incapacidad para degradarse, son elementos fundamentales en el

análisis y monitoreo de los sistemas acuáticos. El estudio de la contaminación por metales de las cuencas hídricas permite predecir la capacidad de exportación de los distintos contaminantes, y establecer estrategias de atenuación y manejo (Santanoglia et al., 2006). En los sistemas acuáticos, el material particulado en suspensión (MPS) actúa como el principal transportador de los metales. Estos se absorben principalmente a los oxi-hidróxidos de Fe-Mn y a la materia orgánica.

La cuenca del río Sauce Grande (provincia de Buenos Aires) es una de las más importantes dado que sus recursos hídricos superficiales abastecen de agua al sector agrícola-ganadero y a las poblaciones (Torrero et al., 2010). Más del 50 % de la superficie se utiliza para actividades relacionadas con el ganado, como cultivos forrajeros y cultivo en pastizales naturales; mientras que la superficie restante se utiliza para secano (Fig. 1). El objetivo de este trabajo fue realizar un análisis preliminar de la

calidad del agua de la cuenca del río Sauce Grande evaluando el aporte de los metales Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn en la fracción del MPS y los parámetros fisicoquímicos del agua en relación al uso del suelo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del río Sauce Grande tiene una extensión de 4856 km² y se ubica en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Brendel et al., 2019) (Fig. 1). El río homónimo es el curso más importante de todos los que se originan en el sistema de Ventania y posee una longitud de 200 km (Casado, 2013).

La cuenca se divide en tres sectores (Fig. 1a): la cuenca alta se extiende desde su nacimiento en las sierras hasta el dique Paso de las Piedras. Este embalse constituye la principal fuente de abastecimiento de agua potable para las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta y el polo industrial cercano. La cuenca media incluye el dique y se extiende hasta el sitio Las Oscuras donde el río tiene una cota de 60 m (Gil, 2009). La cuenca baja se conforma desde este último punto hasta su desembocadura en el océano Atlántico al norte de la localidad balnearia de Monte Hermoso.

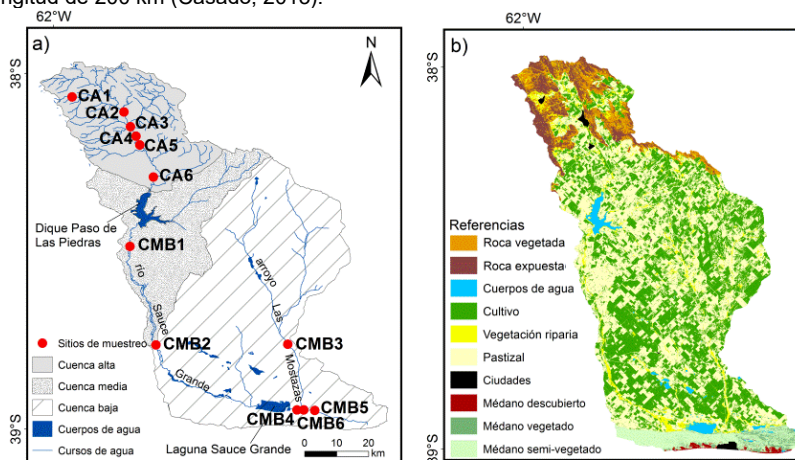


Fig. 1. a) Sitios de muestreo en los diferentes sectores de la cuenca del río Sauce Grande; b) Coberturas del suelo de la cuenca analizada. Modificado de Brendel et al. (2019).

Medición y análisis de datos

Las mediciones se realizaron en noviembre de 2017, en 12 sitios seleccionados a lo largo de la cuenca del río Sauce Grande según los diferentes usos de suelo (Fig.1b). Los parámetros de pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y turbidez del agua se registraron in situ utilizando una sonda multiparamétrica Horiba U-10. Las muestras de agua destinadas a la determinación de clorofila “a” se analizaron según el método espectrofotométrico de APHA (1998). El estado trófico del sistema fue evaluado mediante el índice de Carlson (TSI) (Carlson, 1983) a partir de los valores de concentración de clorofila y de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\text{TSI (CHL)} = 9,81 (\ln \text{clorofila}) + 30,6$$

Las muestras de agua para la determinación de metales en MPS fueron obtenidas a nivel subsuperficial y se filtraron con filtros de acetato de celulosa de 0,45 micras de tamaño de poro. El protocolo para la determinación de los metales (Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn) en la fracción particulada incluyó una digestión en medio ácido y una posterior lectura en un espectrómetro de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP OES). Para evaluar las coberturas del suelo presentes en la cuenca se consideró el mapa propuesto por Brendel et al. (2019) (Fig.1b). Se realizó a partir de dos métodos de clasificación supervisado (Máxima Probabilidad) (en la llanura) y Distancia de Mahalanobis (en la zona serrana y el médano costero) utilizando un conjunto de datos compuesto por seis índices espectrales derivados del procesamiento de imágenes satelitales Landsat y firmas

espectrales de cada una de las coberturas del suelo.

Para evaluar posibles diferencias en los parámetros a lo largo de la cuenca hídrica, se trabajó estadísticamente, mediante análisis de la varianza de Kruskal-Wallis, con dos grupos de datos considerando el efecto de la interrupción del río por parte del dique Paso de las Piedras (Fig. 1a). El grupo CA se corresponde con los datos de sitios ubicados en la cuenca alta y el grupo CMB son los datos de sitios ubicados en la cuenca media y baja.

Resultados y Discusión

Los análisis estadísticos arrojaron diferencias significativas en los parámetros fisicoquímicos medidos entre la cuenca alta y la cuenca media y baja, con valores medios de pH y conductividad eléctrica superiores en la cuenca media y baja ($p < 0,05$), y mayores valores medios de temperatura en la cuenca alta ($p < 0,01$). De acuerdo al TSI la calidad del agua fue oligotrófica (rango 0-40) en 9 de los 12 sitios de muestreo mientras que 3 sitios (CA2, CMB5 y CMB6) se caracterizaron como mesotróficos (rango 40-50).

Los datos de todos los metales mostraron diferencias espaciales en sus concentraciones, a excepción del Cu y Cd, con mayores valores en la cuenca media y baja. La ley nacional 24.051 de residuos tóxicos enuncia niveles guía de calidad de agua para la protección de la vida acuática de aguas dulces superficiales, con valores máximos permitidos de metales totales (fracción disuelta y fracción particulada) (niveles máximos: Cd: 0,20 µg/L; Cu: 2,0 µg/L; Cr: 2,0 µg/L; Mn: 100 µg/L; Ni: 25 µg/L; Pb: 1,0 µg/L; Zn: 30 µg/L). En este estudio, el sitio CMB3 presentó valores de Cu, Cr, Mn y Pb superiores a los máximos establecidos y evaluando únicamente la fracción particulada de los metales (Cu: 3,5 µg/L; Cr: 2,4 µg/L; Pb: 1,2 µg/L; Mn 170 µg/L).

La mayor conductividad eléctrica y pH en la cuenca media y baja influye en la movilidad de los metales entre el sedimento y la columna de agua, afectando las concentraciones encontradas en el MPS. Además, el uso del suelo de la cuenca media y baja principalmente para cultivos agrícolas conlleva el uso de fertilizantes nitrogenados y herbicidas (Brendel et al., 2019). Esto podría generar la introducción en los cursos de agua evaluados de metales, principalmente el Zn (Shi et al., 2008), y nutrientes, tanto como principios activos y como impurezas.

Conclusiones

Los resultados preliminares demuestran la probable influencia del uso del suelo en los niveles de metales en la cuenca y el estado trófico del sistema evaluado. Actualmente, se continúan monitoreando estos parámetros y se prevén estudios más detallados para comprender el funcionamiento y los factores que modifican dicho sistema hídrico.

Referencias

- Brendel, A.S., Ferrelli, F., Piccolo, M.C., y Perillo, G.M. 2019. Assessment of the effectiveness of supervised and unsupervised methods: maximizing land-cover classification accuracy with spectral indices data. *Journal of Applied Remote Sensing*, 13(1), 014503.
- Carlson, R.E. 1983. DISCUSSION 1: "Using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment," by Richard A. Osgood 2. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 19(2), 307-308.
- Casado, A., Hannah, D.M., Peiry, J.L., y Campo, A.M. 2013. Influence of dam-induced hydrological regulation on summer water temperature: Sauce Grande River, Argentina. *Ecohydrology*, 6(4), 523-535.
- Gil, V. 2009. Hidrogeomorfología de la cuenca alta del río Sauce Grande aplicada al análisis de crecida (Tesis Doctoral en Geografía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina).
- Gil, V., y Campo, A.M. 2011. Geomorfología de las nacientes del río Sauce Grande, Buenos Aires, Argentina. *Anales Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas*, 35-41.
- Torrero, M.P., Campo, A.M., y Uboldi, J. 2010. Environmental assessment of the Sauce Chico river basin, Argentina derived from satellital images and use of geographic information systems. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, 10, 18-53.
- Santanatoglia, O.J., de Iorio, A., Chagas, C I., Massobrio, M., Rendina, A., Castiglioni, M., y Bargiela, M. 2006. Esgurrimiento, sólidos totales y propiedades químicas del agua del arroyo del Tala (San Pedro, Buenos Aires, Argentina). *Rev. Facultad de Agronomía*, 26, 121-131.
- Shi, J.C., Xu, J.M., Huang, P.M. 2008. Spatial variability and evaluation of status of micronutrients in selected soils around Taihu Lake China. *J. Soils Sediments* 8 (6), 415-423.



Evaluación de la calidad del hábitat costero en Punta Lara

C. Leyes¹²³, M.V. Arias¹²⁴, A. Elseser¹²³, A. Makianich¹²⁵, J. Martínez Heres¹²,
S. Demichelis¹² y M.E. García¹²

1. Laboratorio Ambiental (LabAMB) de la Licenciatura en Gestión Ambiental, Departamento de Desarrollo Productivo y Tecnológico, Universidad Nacional de Lanús (UNLa)
 2. Instituto de Problemas Nacionales, UNLa
 3. Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC PBA)
 4. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
 5. Consejo Interuniversitario Nacional (CIN)
- Email: carla.leyes@gmail.com

RESUMEN

El ambiente natural de la costa del Río de la Plata presenta diferentes paisajes con ecosistemas significativos para el litoral de la provincia de Buenos Aires. La expansión urbana, las políticas de planificación y ordenamiento territorial han contribuido al deterioro de los ecosistemas costeros. En este trabajo se evaluó la calidad de la ribera de Punta Lara (PL) aplicando el Índice de Hábitat del Río de la Plata (IHRDLP) y se evaluó el cambio de calidad en la última década (2008-2018). Se identificaron importantes alteraciones en el ambiente natural costero que han derivado en la disminución de la calidad del hábitat. Se observó en zona de la ribera, la remoción de la cobertura vegetal natural, la extracción de árboles y una importante acumulación de escombros y presencia de residuos, principalmente plásticos. Se hace necesario tomar medidas para lograr una mejora de los beneficios ambientales del ecosistema costero de Punta Lara.

Palabras clave: RÍO DE LA PLATA - CALIDAD DEL HÁBITAT - SUCESIÓN ESPACIAL

Introducción

El ambiente natural que se desarrolla en la costa del Río de la Plata adquiere diferentes paisajes debido a la dinámica del río y en el ecosistema costero se distingue el desarrollo de la sucesión vegetal desde el río hacia el interior. En el juncal y el pajonal, ambos inundables por las crecidas del río, predominan las hidrófitas (soportan el exceso de agua) y halófitas (soportan el exceso de sal). En terrenos más elevados se desarrolla el bosque hidrófilo, continuidad de selva marginal ribereña o en galería, relicto de la selva misionera. Punta Lara, ubicada en el partido de Ensenada, constituye el punto más austral de distribución de la selva ribereña y 31 hectáreas de su superficie han sido declaradas como Reserva Natural Provincial. Este ecosistema constituye un refugio para una gran variedad de especies acuáticas y terrestres (Cabrera y Dawson, 1994; Priano, 2007). En el ecosistema costero, la práctica de pesca y otras actividades recreativas, la gran afluencia turística principalmente en la época estival (Medrano and Demichelis, 2011) y el avance de

construcciones sobre la costa en las últimas décadas, ha derivado en el aumento de la degradación y vulnerabilidad del ambiente natural (García et al, 2018). En este trabajo se evaluó el estado actual del ambiente natural en la ribera de PL, comparando la calidad en la última década (2008-2018).

Materiales y métodos

Se realizó un relevamiento del hábitat costero en febrero de 2019, para la evaluación del estado actual de la ribera y se calculó el índice del Hábitat del Río de la Plata (IHRDLP) desarrollado por Gómez y Cocheró (2013). Para ello, se seleccionó un sitio de la ribera del Río de la Plata en la localidad de Punta Lara (34°49'09.7" S, 54°58'01.0" O) donde se delimitaron tres zonas (A-B-C) paralelas al río para realizar la evaluación: la zona A de 300 m de largo; la zona B, de 200 m de largo y 100 m de ancho ubicada en el centro de la zona A; y la zona C de 100 m de largo y 1 m de ancho en el centro de la zona B (Fig. 1). En la zona A, se evaluó la presencia de barreras físicas, es decir estructuras construidas temporales o

permanentes, que pudieran modificar y afectar la dinámica del ecosistema (muelles, rellenos, escolleras o murallas). El estado óptimo corresponde a la ausencia de estructuras y el peor, a la presencia de murallas de contención. En la zona B, se evaluó la continuidad de la sucesión vegetal integrada por el juncal, pajonal y bosque hidrófilo. Para esto, se trazaron 10 transectas perpendiculares al río de 100 m de largo y 20 m de ancho y sobre cada una se observó la sucesión vegetal, siendo el estado óptimo la presencia de la sucesión vegetal completa en las 10 transectas. En la zona C, se observó la presencia de residuos e indicadores bióticos de déficit de oxígeno (desarrollo de matas de bacterias filamentosas). Se trazaron 10 transectas, de 1 m de ancho y 10 m de largo y se observó sobre cada transecta la presencia y tipo de residuos, y la presencia de bacterias. El estado óptimo comprende la ausencia de residuos por un lado, y la ausencia de bacterias, por el otro, en las 10 transectas. Finalmente, de la sumatoria del puntaje hallado para cada descriptor se obtiene la categoría de calidad del hábitat. El índice IHRDLP establece cuatro categorías de calidad: Muy buena- buena –regular y mala con valores que oscilan entre $>8-10$, $>6-8$, $>4-6$ y $\leq 2-4$ respectivamente. La calidad queda definida por el grado de alteración de la sucesión vegetal, la ocurrencia de residuos, el déficit de oxígeno y la conectividad entre ecosistema acuático y terrestre (Gómez y Cochero, 2013). Los resultados obtenidos se compararon con los resultados 2005-2008 (Gómez y Cochero, 2013). y con los resultados propios obtenidos en el 2014 (García y col, 2018).

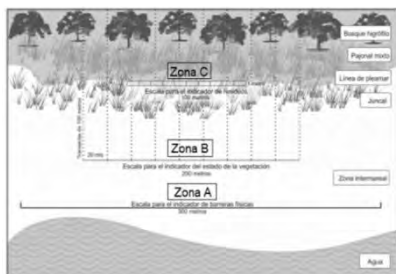


Fig. 1. Zonas A, B y C, delimitadas para evaluar la calidad de hábitat. Gómez y Cochero (2013).

Resultados y discusión

En zonas inundables de juncal y pajonal, que atenúan las crecidas del río, se encontraron especies típicas de la región como la paja brava (*Stipa ichu*), las totoras (*Typha latifolia*) y los juncos (*Schoenoplectus californicus*). En el

bosque hidrófilo predominan las especies de ceibo (*Erythrina crista-galli*) y sauce criollo (*Salix humboldtiana*). La sucesión vegetal completa de juncal, pajonal y bosque hidrófilo solo se observó en el 20 % de las transectas; por el contrario, se encontró alterada en el 80% de las unidades muestreadas (Figura 2).



Fig. 2. Sucesión de juncal, pajonal y bosque hidrófilo, Punta Lara, 2019.

La selva ribereña aparece disociada del pajonal debido a la presencia de escombros y de estructuras modificadas como el relleno costero, que provocan una disminución en la riqueza de especies y en la conectividad entre los ecosistemas acuático y terrestre (Figura 3). Estas alteraciones derivan en futuros riesgos del ecosistema, ya que es sabido que a mayor riqueza de especies de plantas en los ecosistemas ribereños menor invasión.



Fig. 3. Acumulación de escombros en área costera e interrupción de sucesión vegetal.

En el área relevada, no se hallaron bacterias filamentosas indicadoras de déficit de oxígeno. Este resultado es coincidente con estudios de la calidad del agua del río de la Plata (período 2005-2012), donde se observó que PL presenta buena calidad (Sathicq y col, 2017) y según el Índice de integridad biótica para el Río de la Plata (IBIRP), PL ha sido calificado como ligeramente contaminado, con bajo riesgo de desarrollo local de floraciones tóxicas (Gómez et

al 2012). Por otro lado, se registró presencia de residuos, principalmente plásticos, en el 60% de las transectas. Con respecto a éste tipo de residuos, varios autores han informado la creciente ocurrencia de plásticos en zonas costeras y han alertado sobre las consecuencias ambientales negativas. Barletta et al. (2019) señalan que desechos plásticos de fuentes terrestres están muy extendidos en los estuarios, donde continúan fragmentándose en microplásticos (MP) los cuales fueron encontrados en el 100% de los peces analizados por Pazos et al (2017). Además, el predominio de las fibras aumenta su posible toxicidad y por lo tanto aumentan el peligro de esto contaminante en la calidad del agua y la biota del estuario del Río de la Plata (Pazos et al 2018). Estudios recientes en la costa del río de la Plata (Pazos y col 2018) han informado correlaciones estadísticamente significativas entre la concentración de MP y la calidad del hábitat (IHRPlata). Nuestro estudio arrojó un valor del IHRDLP de 5,2, que corresponde a la categoría de calidad "Moderada", caracterizada por una sucesión espacial de la vegetación modificada, moderada cantidad de residuos, ausencia de déficit de oxígeno, conectividad aceptable. Entre los años 2005 – 2008 el IHRDLP para PL obtuvo un valor aproximado de 8, encontrándose en la categoría "buena" (Gómez et al 2013); en el año 2014 el índice refería categoría "moderada" (García et al 2018), reflejando un desmejoramiento de calidad, principalmente por la presencia de residuos. En 2019 esta tendencia continúa acentuándose, no solo por la presencia de residuos, sino también por gran cantidad de escombros y tala de árboles, por lo que consideramos que en Punta Lara urge la necesidad de tomar medidas de protección y remediación del hábitat costero a fin de evitar un mayor deterioro y lograr una mejora de los beneficios ambientales del ecosistema costero. En tal sentido, el IHRDLP resulta de utilidad para la gestión ya que no requiere análisis complejos, ni muestreos exhaustivos, permitiendo su uso como herramienta de monitoreo de la Franja costera del RDLP (Gómez y Cocheró, 2013).

Referencias

Barletta, M., André R.A. Lima, Monica F. Costa, 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Science of the Total Environment* 651, 1199–1218.

- Boschi, E. E. 1987. El ecosistema estuarial del Río de la Plata (Argentina y Uruguay). *An. Inst. Científica Del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México* 15 (2): 159-182.
- Carrasco, S., E. Hauenstein, F. Peña-Cortés, C. Bertrán, J. Tapia, L. Vargas-Chacof, 2014. Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR, como base para su planificación y gestión territorial. *Gayana Bot.* 71(1): 1-9.
- Cortina, J., F.T. Maestre, R. Vallejo, M. J. Baeza, A. Valdecantos, M. Pérez-Devesa, 2006. Ecosystem structure, function, and restoration success: Are they related? *Journal for Nature Conservation* 14: 152-160.
- García, M. E., N. Gómez, P. Gantes, S. Demichelis, 2018. Evaluación del estado del ecosistema ribereño en Punta Lara: propuesta de recuperación de los espacios naturales. Digital Publisher. Año 3. N° 4. Ecuador.
- Gómez N. y J. Cocheró, 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología Austral*, 19-23. Asociación Argentina de Ecología.
- Gómez, N., M. Licursi, D. E. Bauer, E. S. Ambrosio y A. Rodrigues Capítulo, 2012. Assessment of Biotic Integrity of the Coastal Freshwater Tidal Zone of a Temperate Estuary of South America through Multiple Indicators. *Estuaries and Coasts*, 35:1328-1339.
- Hood, W.G y Robert J. Naiman, 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148: 105-114.
- Pazos, R.S, D. E. Bauer, N. Gomez, 2018. Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). *Environmental Pollution* 243: 134-142.
- Pazos, R.S, T. Maiztegui, D. C. Colautti, A. H. Paracampo, N. Gómez, 2017. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin* 122: 85–90.
- Sathicq, M.B., N. Gómez, D. E. Bauer, J. Donadelli, 2017. Use of phytoplankton assemblages to assess the quality of coastal waters of a transitional ecosystem: Río de la Plata estuary. *Continental Shelf Research* 150: 10–17.

Deterioro de áreas naturales protegidas: el caso de la Reserva Natural Provincial Santa Catalina

Carla Romina Leyes¹ y María Eugenia García^{2,3}

¹ Licenciatura en Gestión Ambiental Urbana. Departamento de Desarrollo Productivo y Tecnológico. Universidad Nacional de Lanús – 29 de Septiembre 3901, Lanús, Buenos Aires, Argentina.

² Laboratorio Ambiental (LabAMB) de la Licenciatura en Gestión Ambiental Urbana, Departamento de Desarrollo Productivo y Tecnológico, Universidad Nacional de Lanús (UNLa)

³ Instituto de Problemas Nacionales UNLa
Email: Carla.romina.leyes@gmail.com

Resumen

El incremento de la superficie ocupada por el ambiente construido en el Conurbano Bonaerense ha derivado que los espacios naturales solo queden en pequeños manchones fragmentados. Las áreas que han sido protegidas como reservas urbanas sufren actos vandálicos que ocasionan su deterioro. En este trabajo, se analizó el estado actual de la Reserva Natural Provincial Santa Catalina, una reserva urbana ubicada en la localidad de Llavallol, Partido de Lomas de Zamora. Se evaluó su estado de conservación y las causas del deterioro con el fin de elaborar propuestas de gestión para la protección del patrimonio natural e histórico. Se identificaron áreas por incendios y residuos, ingreso no autorizado de vehículos motorizados y deterioro del patrimonio natural e histórico. Se analizó la ausencia de un plan de manejo, consecuencia de diferentes y desarticuladas unidades administrativas. Se propone un modelo participativo de manejo de la reserva de Santa Catalina.

Palabras clave: RESERVAS URBANAS - PATRIMONIO HISTÓRICO - MANEJO PARTICIPATIVO

Introducción

Las reservas naturales urbanas cumplen objetivos ecológicos y sociales claves (Smith 2016). La Reserva Natural Provincial Santa Catalina, ubicada en la localidad de Llavallol, Lomas de Zamora, es un área protegida de tipo urbana con una extensión total de 728 ha. Se encuentra dividida por la avenida Juan XXIII en dos partes: la Laguna y la Antigua Estancia. La reserva presenta bosques mixtos implantados, formaciones de talar, pastizales y terrenos de producción agrícola y ganadera para investigación (Fig. 1). Se distingue su valor en cuanto a la biodiversidad natural ya que contiene 700 especies de plantas entre autóctonas y exóticas, 400 especies de hongos y algas, 60 especies de mariposas, 172 de aves, 17 de mamíferos, 10 de peces, 7 de reptiles, 9 de anfibios y 60 familias de invertebrados (De Magistris et al, 2011). En 2011 fue sancionada la ley 14294 que declara al área Reserva Natural Provincial y designa como autoridad de aplicación al Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS). También alberga un patrimonio histórico con

construcciones que datan del siglo XIX, relacionadas con la creación de la facultad de Ciencias Agrarias y con una colonia escocesa. La Universidad Nacional de La Plata tiene dos centros apostados en el sitio; el Instituto Fitotécnico de Santa Catalina y el Instituto de Zootecnia y Veterinaria. En la actualidad, esta reserva presenta signos de deterioro que reflejan una deficiencia en la gestión. Este trabajo tiene como objetivo evaluar el estado de conservación de la reserva de Santa Catalina y las causas del deterioro con el fin de elaborar propuestas de gestión para la protección del patrimonio natural e histórico de esta importante reserva urbana.



Fig. 1. Ambientes naturales y construcciones del sector Antigua Estancia, RNP Santa Catalina, 2019

Materiales y métodos

Este trabajo se centró en el estudio del área de la Antigua Estancia. Se recopiló información relacionada con el patrimonio histórico (propiedades y otras construcciones históricas) y se realizaron entrevistas a los diferentes actores involucrados en el área (UNLP, UNLZ y OPDS). Se llevaron a cabo recorridas por la reserva (Febrero y Marzo de 2018) para identificar áreas dañadas o degradadas y potenciales agentes de daño como puntos de arrojado de residuos y acceso de vehículos. Se registraron las superficies dañadas por fuego, la cantidad y tipo de residuo presente, la cantidad y tipo de vehículos circulando y los accesos por los que ingresan. Se realizó un registro fotográfico y se confeccionaron mapas y tablas de datos. En base a la información relevada, se elaboraron propuestas de gestión de la reserva.

Resultados

Se observaron 11 sitios degradados por incendios, el más importante se encontró en el área de pastizal (superficie afectada 1000 m² o 1 ha). Los restantes fueron hallados en el sector del bosque y fueron de menor tamaño: 4 corresponden a un 1m², 5 a menos de 1m² y 1 se trató de un árbol caído de aproximadamente 2 m. de altura. En el área del bosque, se registraron sectores dañados por la presencia de residuos y el armado de fogatas (Fig. 2) principalmente derivada del acampe de los visitantes (actividad no permitida).



Fig. 2. Daño por fuego sobre flora, suelo y superficie, 2018

Variedad de residuos en tipo y tamaño se observaron en diferentes sectores de la reserva. En tabla 1 se detalla tipo, cantidad y ubicación de residuos registrados.

Tabla 1. Caracterización de los residuos relevados

Tipo de residuo	Cantidad	Ubicación
Cubierta de automóvil	2	Bosque
Botella plástica	10	Bosque
Bolsa plástica	5	Ingreso
Vidrios	10	Vereda externa
Lata de aluminio	5	Bosque
Chapa metálica	1	Bosque
Envases tetra pack	3	Bosque

La presencia de los vehículos motorizados (motocicletas) fue observada en los caminos asfaltados y cortafuegos internos al bosque. El acceso principal a la reserva y entrada al Instituto Fitotécnico carece de control de ingreso, y los otros dos accesos son informales producto de la rotura de los alambrados perimetrales. Con respecto a las construcciones, se contabilizaron 32 casas dentro del área protegida, propiedades de los empleados de la UNLP, más edificios propios del instituto y anexos. Los ocupantes de estas viviendas se encargan del mantenimiento y control de actividades en la reserva y de alertar a las autoridades casos de incendios o vandalismo. Algunas construcciones históricas, como edificios del instituto a cargo de la Facultad de Ciencias Agrarias, se encuentran conservadas; otras como el tambo a cargo de la Facultad de Ciencias Veterinarias, se encuentran muy deteriorados por la falta de mantenimiento; se observaron daños en techos, caída de fachadas y rotura de ventanas. En la actualidad, el área protegida no cuenta con plan de manejo. La gestión del sector estudiado es implementada por varias administraciones: la UNLP posee una parcela dividida en las facultades de Cs. Agrarias y Cs. Veterinarias; el consorcio industrias Metacab – Indelqui – Industrias Llavallol posee dos parcelas; el Municipio de Lomas de Zamora tiene injerencia en el ordenamiento territorial del área; y el OPDS tiene incumbencia en el manejo del área protegida estrictamente.

Discusión y conclusiones

Durante las últimas dos décadas, factores como el cambio de uso, el interés inmobiliario y la falta de un plan de manejo integral bajo una figura formal de preservación, han colocado a la RNP de Santa Catalina ante un inminente peligro de

ser fragmentada e impactada de modo irreversible (De Magistris et al., 2014). En este trabajo se ha demostrado que la RNP Santa Catalina presenta deterioro por acciones vandálicas (arrojamiento de residuos, incendios, daño a la flora por el ingreso de vehículos). Ya se había alertado, que por conflictos de dominio y uso del suelo, la reserva no se encuentra zonificada formalmente y no cuenta con personal de guardaparques (Di Pangrazio et al., 2017, De Magistris, 2016), a pesar de existir propuestas de manejo (De Magistris, 2015). La reciente designación del OPDS como autoridad de aplicación no asegura una correcta gestión, debido a la diversidad de propietarios que tienen incumbencia en la reserva. La multiplicidad de actores requiere de un tipo de manejo diferenciado, que asegure la participación de todos. Las reservas urbanas deben cumplir funciones educativas y estimular el intercambio en cuanto a la comprensión y la relación del hombre urbano con la naturaleza (Fernández, 2010). La participación ciudadana tiene un papel decisivo en la protección de los recursos naturales y la conservación de la biodiversidad (De Magistris et al., 2014, Bomni-Feyerabend, 1997).

Se recomienda como propuesta de gestión la formulación de un plan de manejo participativo y la creación de una comisión de gestión integrada por los actores intervinientes. Este tipo de administración busca preservar el área natural como objetivo común. En instancias preliminares, se establecen objetivos, directrices y el nivel de participación y responsabilidad de cada actor y de la comisión. Una vez conformada, se constituye un equipo de trabajo dedicado exclusivamente a tareas del área protegida, que en primer término realiza un diagnóstico completo del área. En base a esto, se formula la zonificación, se proponen programas de educación, mantenimiento y manejo de los recursos y se realizan tareas de restauración al paisaje natural e histórico y de acondicionamiento del área.

La Gestión participativa debe responder a directrices tendientes a propiciar las funciones ecológicas y sociales y al resguardo del patrimonio natural e histórico de la reserva de Santa Catalina.

Referencias

Bomni - Feyerabend, G. 1997. "Manejo participativo de áreas protegidas: adaptando el método al contexto". Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza Sur. Ecuador

Bozzo, J. 2010. "Santa Catalina, recursos del ambiente en un predio con valor histórico. Tesis de maestría en gestión ambiental". Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional de San Martín. Buenos Aires.

De Magistris, A. 2015. Organización ambiental Pilmayqueñ "Informe del estado de situación de la Reserva Natural Provincial Santa Catalina-Octubre 2015. Presentación de una propuesta de zonificación preliminar y enumeración de acciones urgentes de remediación ambiental y manejo". Buenos Aires

De Magistris, A. 2016. "Biodiversidad, valores culturales y estado de gestión de la Reserva Natural Provincial Santa Catalina" en XII Jornadas Nacionales y VII Congreso Internacional de Enseñanza de la Biología. Asociación de Docentes de Ciencias Biológicas de la Argentina. Buenos Aires

De Magistris, A., Fiedczuk A. 2015. "Reseña sobre el parque circundante al casco histórico de la Reserva Natural Provincial y Sitio Histórico Santa Catalina (Lomas de Zamora)". Revista de Divulgación Técnica Agropecuaria, Agroindustrial y Ambiental. Facultad de Ciencias Agrarias. UNLZ. Vol 2 (2): 5-10. Buenos Aires

De Magistris, A., Fiedczuk, A., Lauría, H. 2014. "Reseña histórica, delimitación y estado ambiental de la reserva micológica Dr. Carlos Spegazzini de Santa Catalina (Lomas de Zamora, Argentina).

De Magistris, A., Furman, C. 2017. "El caso de la Reserva Natural Provincial Santa Catalina" en Informe ambiental 2017, Premio Adriana Schiffrin 15va convocatoria. Fundación Ambiente y Recursos Naturales. Buenos Aires.



Análisis y monitoreo de sólidos suspendidos en el paraje Puente Canessa

Natalia C. López^{1,2}, Florencia Reguera¹ y Bruno Rango¹

¹ Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur (II-UNS)-CIC, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

² Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur-CIC, Bahía Blanca (8000), Buenos Aires, Argentina.

Email: nclopez@uns.edu.ar

RESUMEN

El presente trabajo tiene como objetivo principal estimar el volumen anual de sólidos factible de acumularse en el cierre del arroyo Napostá Grande en el paraje Puente Canessa. Se exponen las precipitaciones registradas en la cuenca del arroyo Napostá Grande, los caudales líquidos medidos y los caudales sólidos obtenidos de los muestreos realizados durante las campañas del 2018 en el paraje Puente Canessa. Se realiza un análisis de los datos expuestos y se calcula el volumen de sólidos anual con los datos disponibles hasta el momento. Se pretende, a largo plazo, establecer una correlación confiable entre volúmenes líquidos y sólidos en Puente Canessa que permita predecir el volumen de sólidos a partir del volumen líquido, considerando la humedad antecedente de la cuenca, así como también el volumen muerto de un futuro embalse en el sitio.

Introducción

El monitoreo continuo de los cursos de agua superficiales permite generar una red confiable de conocimiento aplicable a la toma de decisiones sobre la utilización responsable del recurso, de vital importancia tanto para el consumo humano como para el desarrollo de las economías regionales.

En particular, el abastecimiento de agua potable en la ciudad de Bahía Blanca se ha visto afectado por la crisis hídrica de la región. Estudios hídricos y socio-económicos efectuados sobre el abastecimiento del recurso hídrico a Bahía Blanca y su zona de influencia (MOP *et al.*, 1990) sugieren la realización de una toma de agua sobre el arroyo Napostá Grande mediante la materialización de un dique en el paraje Puente Canessa. El transporte de los sedimentos erosionados en una cuenca, además de degradar la potencialidad de los suelos, contribuye con los procesos de sedimentación en zonas de retención de aguas o represas (Basile, *et al.*, 2005). Brune (1953) establece que aquellos embalses con capacidad para almacenar más del 10 % del caudal medio anual afluente pueden sedimentar entre el 75 % y el 100 % de los sedimentos transportados por el cauce. Por su parte, en United States Bureau of Reclamation

(2006) se requiere la inclusión en el proyecto del volumen muerto generado por dichos sedimentos si éstos superan el 5 % del volumen útil del embalse para 100 años de vida útil.

En la actualidad, no existen estudios en el paraje Puente Canessa que permitan evaluar el caudal sólido transportado que se acumularía a causa de la construcción de la presa.

El objetivo de este trabajo es hacer una primera estimación del volumen anual de sólidos factible de acumularse a partir de un cierre en la sección del arroyo Napostá Grande en el paraje Puente Canessa. Se realiza además un análisis acerca de la incidencia de las precipitaciones acaecidas en la cuenca sobre los caudales líquidos observados durante el período de estudio y su relación con los caudales sólidos calculados.

Metodología

Las campañas de aforo y muestreo de agua superficial sobre el arroyo Napostá Grande se llevaron a cabo en el paraje Puente Canessa (indicado en la Fig. 1) con una frecuencia mensual, entre los meses de mayo y diciembre de 2018. Se leyeron diariamente las precipitaciones reportadas por la Bolsa de Cereales y Productos de Bahía Blanca en su sitio web de acceso libre, en la Estación

Meteorológica (EM) 3 (La Vitícola) y en la EM 9 (Funke) ubicadas en la cuenca media y superior del arroyo Napostá Grande, respectivamente (ver Figura 1). Además, se tomó registro de las precipitaciones reportadas por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) en la EM ubicada en el Aeropuerto Comandante Espora (cuenca baja). El aforo de caudales se realizó por vadeo. La altura de pelo de agua y la velocidad media se determinaron cada 0.50 m en el ancho del cauce con un flujómetro FP101. Luego, el caudal se calcula aplicando el método de velocidades medias.



Fig. 1. Ubicación de la zona de estudio y sitios de registro de datos.

La determinación en campo de los Sólidos Suspendedos Totales (SST) se realizó tomando tres muestras equidistantes entre sí, en botellas plásticas de 2.5 litros de manera integrada en la vertical, es decir, bajando y subiendo desde pelo de agua hasta el fondo del cauce a velocidad constante, sin llegar al rebose del envase.

El análisis de los resultados obtenidos se realiza en base a las recomendaciones de la *American Public Health Association* (1995) como se detalla a continuación. El caudal sólido instantáneo (Q_s), expresado en Kg/día, se calcula como

$$Q_s = 86.4 Q_L C_{SST} \quad (1)$$

Donde Q_L es el caudal líquido de aforo (m^3/s) y C_{SST} es la concentración de sólidos suspendidos totales promedio de tres muestras (mg/L).

Los volúmenes de sólidos suspendidos totales (V_{SST}) factibles de ser retenidos frente a un cerramiento en el paraje Puente Canessa durante el periodo muestreado se calculan mediante la siguiente expresión

$$V_{SST} = Promedio[Q_{s_i}, Q_{s_j}] t_{j_i} \quad (2)$$

Donde Q_{s_i} es el caudal sólido instantáneo determinado el día i de muestreo, Q_{s_j} es el caudal sólido instantáneo determinado el día j

de muestreo inmediatamente posterior al día i y t_{j_i} es el tiempo transcurrido entre los muestreos j e i . Finalmente, el volumen anual de sólidos factible de acumularse a partir de un cierre en la sección del arroyo se estima de la siguiente manera

$$V_{SSTanual} = 365(\Sigma V_{SST}) / t_{total}, \quad (3)$$

Donde t_{total} es el periodo total de muestreo.

Resultados

La Tabla 1 detalla los valores de concentración de sólidos suspendidos totales, los caudales líquidos y los caudales sólidos en Puente Canessa correspondientes a los días de campaña que allí se muestran, indicando en gris los periodos húmedos. A partir de los valores allí expuestos y aplicando las ecuaciones (2-3) se estima volumen anual de sólidos en Puente Canessa ($V_{SSTanual}$) en 190383 toneladas al año.

Tabla 1. Concentración de sólidos suspendidos totales (C_{SST}) y caudales líquidos (Q_L) y sólidos (Q_s).

Fecha	C_{SST} (mg/L)	Q_L (m^3/s)	Q_s (ton/día)
24/05/2018	3.5	0.769	0.235
06/07/2018	2.3	0.715	0.140
07/08/2018	8.5	1.113	0.814
28/08/2018	3.7	0.741	0.235
18/09/2018	3.1	0.627	0.170
09/10/2018	11.1	0.960	0.923
14/11/2018	2260.0	13.387	2614
11/12/2018	3.1	0.831	0.225

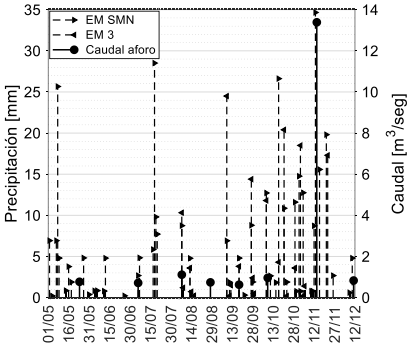


Fig. 2. Precipitaciones en la cuenca y caudal aforado en Puente Canessa.

La Figura 2 muestra la correlación entre las precipitaciones registradas en la cuenca del arroyo Napostá Grande y los caudales aforados en Puente Canessa en cada muestreo. Se observa que lluvias de hasta 15 mm en la cuenca media (EM 3) se tradujeron en caudales líquidos en Puente Canessa cercanos al

módulo promedio del arroyo Napostá Grande ($0.94 \text{ m}^3/\text{s}$). Sin embargo, lluvias de este orden en las cuencas media y baja (EM SMN) afectan notablemente la concentración de sólidos suspendidos totales en Puente Canessa, alcanzando un incremento de hasta 252 % respecto al valor de concentración media (de 3.15 mg/L). Lluvias entre 30 y 35 mm en toda la cuenca derivaron en una crecida de $13.4 \text{ m}^3/\text{s}$ y en un incremento del 71646 % en la concentración de sólidos suspendidos totales en relación al valor de concentración media para los periodos secos (3.15 mg/L).

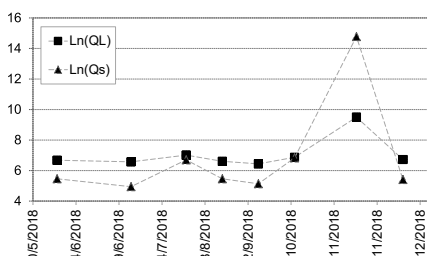


Fig. 3. Relación entre caudales líquidos (Q_L) y sólidos (Q_S) medidos en Puente Canessa.

La Figura 3 muestra la relación entre el logaritmo natural de los caudales líquidos, $\ln(Q_L)$, y el logaritmo natural de los caudales sólidos, $\ln(Q_S)$. Se observa que en los periodos secos los caudales sólidos se encuentran siempre por debajo de los caudales líquidos, mientras que en periodos húmedos resultan cercanos o superiores a los mismos. Esto indica una importante incidencia en la acumulación de sólidos en los periodos húmedos. Resulta de gran interés hallar una correlación entre los volúmenes líquidos y volúmenes sólidos acumulados para poder estimar los volúmenes sólidos a partir de los caudales líquidos de aforo. Sin embargo, para su estimación es necesario contar con estudios extendidos en el tiempo que permitan aplicar los supuestos estadísticos adecuados.

Por último, cabe destacar que valores elevados de producción neta específica de sólidos indican procesos erosivos muy significativos (Basile, 2018), relacionados fundamentalmente con fenómenos de remoción en masa, por lo que podría asumirse que parte de los SST registrados durante las crecidas responden a la formación de cárcavas en las márgenes del arroyo.

Conclusiones

En el presente trabajo se halló una primera aproximación del volumen de sólidos anual

factible de acumularse en Puente Canessa ante el posible cierre del arroyo Napostá Grande. Adicionalmente, se hizo un análisis comparativo de la influencia de las precipitaciones de la cuenca en los caudales medidos, tanto líquidos como sólidos.

Se inició la recolección de datos de caudales líquidos y sólidos que nos permitirá, a largo plazo, establecer una correlación confiable entre volúmenes líquidos y sólidos en Puente Canessa. Dicha correlación permitirá determinar el volumen de sólidos a partir del volumen líquido, sin necesidad de tomar muestras in situ.

Agradecimientos

Este estudio forma parte de Proyecto de Investigación Orientado (PIO) Conicet-UNS: *Estudio integral del agua para consumo humano en el área de Bahía Blanca y el Sudoeste Bonaerense*; Subproyecto: *Hidrología de aguas superficiales y subterráneas*, dirigido por el Dr. E.R. Albouy. Los autores agradecen al Laboratorio de Hidráulica y al Laboratorio de Química Ambiental de la UNS, al Ing. Pablo Antonelli y a la Bolsa de Cereales y Productos de Bahía Blanca.

Referencias

- American Public Health Association (APHA). 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA, American Water Works Association and Water Environment Federation, 19th ed, Washington.
- Basile, A.P., Riccardi, A.G y Stenta, H. 2005. Modelación de la Producción de sedimentos a escala de cuenca en el sistema de A° Ludueña, Santa Fe, Argentina. *XX Congreso Nacional del Agua*, Mendoza.
- Basile, A. P. 2018. *Transporte De Sedimentos Y Morfodinámica de Ríos Aluviales*. UNR Editora, Rosario, Argentina.
- Brune G.M. 1953. Trap Efficiency of Reservoirs. *Transactions American Geophysical Union*. Washington. 34(3): 407-418.
- MOP, UNS y CIC. 1990. *Plan Integral de Abastecimiento de Agua a Bahía Blanca y Gran Bahía Blanca. Hidrología Superficial: Sauce Chico, Chasicó, Napostá, Sauce Grande*. Bahía Blanca, Buenos Aires.
- United States Bureau of Reclamation. 2006. *Managing Water in the West. Erosion and Sedimentation Manual*. U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation Technical Service Center, Sedimentation and River Hydraulics Group. Denver, Colorado.



Sobre la utilización de nuevo arte de pesca para muestreos ictiológicos en el Río de la Plata

Tomás Maiztegui¹, Ariel H. Paracampo¹, Roberto Jensen¹, Nicolás Lischetti¹, Adrián Tocchi¹ y Darío C. Colautti¹

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) (CONICET - UNLP)
Email: maiztegui@ilpla.edu.ar

RESUMEN

El Río de la Plata (RdIP) se caracteriza por su elevada inestabilidad ambiental, fuertemente influenciada por los vientos y las mareas. Esta situación ha condicionado históricamente desde lo logístico y económico a los estudios ictiológicos en este ambiente tan extenso. Con el objetivo de encontrar una alternativa para superar estas limitaciones y desarrollar proyectos capaces de brindar datos significativos acerca de las poblaciones de peces del RdIP, se diseñó, modificó y ensayó la utilización de un arte de pesca ("ranio") operable desde una embarcación con motor fuera de borda y tres tripulantes. Como resultado de 35 relevamientos se colectaron 4,297 individuos que pesaron 301.2 Kg, perteneciendo a 40 especies. El rango de talla (Lt) de los ejemplares osciló entre 13-631 mm. Esto indica la aptitud del arte para ser utilizado con fines de investigación biológica y pesquera, abriendo nuevas perspectivas para estudios ictiológicos que se realicen a futuro en el RdIP.

Palabras claves: RÍO DE LA PLATA – RANIO - PECES.

Introducción

La mayoría de los estudios ictiológicos efectuados en el Río de la Plata (RdIP) se han enfocado en aspectos de la biología pesquera de las especies que habitan el sector externo (más salino), utilizando de artes de pesca activos (Jaureguizar et al., 2016). El uso de estos artes proviene principalmente, tanto de campañas de buques del INIDEP como de desembarque de pescadores. Por otro lado, en el RdIP interno y medio se han realizado estudios utilizando tanto artes de pesca pasivos (Remes Lenicov y Colautti, 2003; Llompарт et al., 2011; Paracampo et al., 2017; CARU-CARP, 2012), como así también, por artes de pesca activos (CARU-CARP, 2012).

Al considerar la logística de los muestreos, el uso de los artes de pesca en este sistema hídrico genera diversos problemas debido a su vasta superficie, como además la fuerte influencia que tienen sobre la navegación y la operatividad de los artes de pesca el viento y las mareas. En el caso de los pasivos, teniendo en cuenta la elevada inestabilidad ambiental del RdIP es posible la pérdida o rotura de equipos por cambio repentino de las condiciones ambientales (vientos fuertes o precipitaciones copiosas) o por hurto, debido a la cercanía con centros urbanos (Paracampo *com pers*).

Mientras que, al considerar los activos, surge la problemática de que se utilizan redes de arrastre de tiro las cuales se operan por dos embarcaciones con potencias superiores a los 50 HP a la "pareja". Esta situación implica una logística compleja dado que se necesitan 2 embarcaciones, junto con la tripulación de al menos 2 personas para cada una, para efectuar los muestreos, lo que genera que el costo de las campañas sea elevado y su logística y organización complicadas. Debido a esta problemática, los estudios en buena parte del RdIP se han ido postergando y/o limitando a lo largo de los años, surgiendo la necesidad de desarrollar un arte de pesca que posea una operatividad sencilla y la máxima eficacia posible.

Dentro de los diferentes artes de pesca utilizados en los cuerpos de agua de la región Pampeana es posible reconocer al ranio (Freyre et al., 1983), como un arte de pesca activo que posee una operatividad sencilla y ha evidenciado su éxito en estudios efectuados en diferentes cuerpos de agua pampeanos (Freyre et al., 1983; Berasain y Argemi, 2007). Otra ventaja del mismo es que este arte de pesca genera información ictiológica por área barrida (m²) lo que brinda abundancias absolutas (AA) de las especies de peces.

El objetivo de este trabajo es presentar los resultados de la implementación de un ranio diseñado para la realización de relevamientos ictiológicos en el RdIP describiendo sus detalles de diseño, la metodología de uso, y presentando los resultados de las capturas concretadas.

Materiales y métodos

Descripción del ranio

El aparejo de pesca utilizado en las pruebas representa un arte de vara modificado del descripto por Freyre et al. (1983) (Fig. 1). El mismo está formado por un marco de hierro galvanizado que posee una apertura de boca de 0,8 m de alto por 3,2 m de largo (Fig. 1). En sus extremos el marco está conformado por dos "patines" que están unidos en la parte superior por una vara y en el inferior por una cadena que protege la malla de posibles enganches. El marco soporta malla de 70 mm (entre nudos opuestos) y malla de copo de 30 mm con sobrecopo de malla "antigranizo" de 10 x 5 mm. Cabe remarcar que cada patín posee en su porción frontal 2 ganchos desde donde se conecta a la embarcación a través de dos cabos de 45 m de largo.

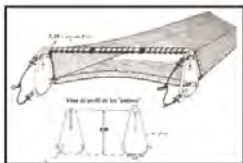


Fig.1. Diagrama del ranio (modificado de Freyre et al., 1983).

Área de estudio y cronograma de trabajo

Las pruebas iniciales del arte de pesca se efectuaron en la costa del RdIP interior-medio en las cercanías de la ciudad de La Plata. Entre abril y junio del 2018 se efectuaron lances con el fin de la puesta a punto de la maniobra de pesca y verificar el funcionamiento del arte de pesca en este ambiente. Posteriormente, se realizaron 35 relevamientos ictiológicos que se distribuyeron en 4 campañas estacionales entre julio del 2018 y julio del 2019 (Fig. 2).



Fig. 2. Imagen satelital del Río de la Plata, indicando sectores hidrográficos y área de estudio relevada (rectángulo rojo).

Tratamiento al material ictiológico

Los peces colectados fueron identificados hasta nivel de especie (Azpelicueta y Braga 1991; López y Miquelarena 1991; Casciotta et al. 2005) contados, medidos (Lt, mm) y pesados (g).

Resultados

Durante el comienzo del estudio, en las pruebas iniciales del ranio se utilizó el diseño el descripto por Freyre et al. (1983), obteniéndose resultados poco exitosos. Por esta razón, se modificó dicho diseño, extendiendo la longitud de la vara del marco (y la malla correspondiente) en 1 m.

Maniobra de pesca

Se utilizó una embarcación tipo "Tracker" con una eslora de 6.4 m y un motor 2 tiempos de 60 HP con una tripulación de al menos 3 personas. Para el uso del arte de pesca, se coloca en la cubierta de la embarcación sobre la banda de babor, previamente se acomodan en popa los dos cabos (45 m) que van a arrastrar al mismo. Dichos cabos van a estar sujetos, en uno de sus extremos, a la popa de la embarcación en y, en el extremo opuesto, a los patines por medio de un grillete giratorio. Luego para continuar la maniobra, encima del arte de pesca se coloca el resto de la malla con el copo en el último lugar (Fig. 3).



Fig. 3. Imagen fotográfica del ranio en posición para ser izado al agua.

Cuando se llega a la zona de pesca se ubica la embarcación de modo que tenga el viento de costado, y se lanza el copo al agua y, a medida que se va alejando, se sube la vara sobre la banda, se deja descender ayudándose con los cabos y tratando de mantener la vara en posición horizontal hasta que entre en contacto con el fondo. Después, se vira la embarcación con el fin de que los cabos se deslicen de la banda de babor a la popa. En ese punto, comienza el arrastre a una velocidad promedio de 6 km/h, recorriéndose entre 1000 y 1200 m durante un período de 10 minutos (Fig. 4).



Fig. 4. Imagen fotográfica del arrastre del ranio.

Terminando el lance, se comienza a cobrar los cabos por popa hasta su culminación y se levanta el marco por la banda de babor. Se iza la red a mano dentro de la embarcación, sacudiendo la captura hacia el extremo posterior del copo. Finalmente, se abre el copo, se extraen los pescados y se cierra el mismo para comenzar un nuevo lance.

Capturas obtenidas

A lo largo de los 35 relevamientos se colectaron un total de 4,297 individuos que pesaron en total 301.2 Kg, perteneciendo a 39 especies. El rango de Lt de los ejemplares colectados osciló entre 13-631 mm (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de peces colectadas en los muestreos, detallando su ubicación taxonómica y rango de talla (mm).

Orden	Familia	Especie	Rango de Lt (mm)
Acanthuriformes	Sciaenidae	<i>Pachyrurus bonariensis</i>	35-185
Acanthuriformes	Sciaenidae	<i>Plagioscion ternetzi</i>	26-152
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Odontesthes bonariensis</i>	140-318
Characiformes	Anostomidae	<i>Megaleporinus obtusidens</i>	143-158
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax lacustris</i>	65-105
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax rutilus</i>	38-107
Characiformes	Characidae	<i>Bryconamericus iheringii</i>	61
Characiformes	Characidae	<i>Cynopotamus argenteus</i>	131-160
Characiformes	Characidae	<i>Odontostilbe pequiru</i>	40-55
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus oligolepis</i>	135
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax platanus</i>	115-160
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i>	137-229
Characiformes	Cyprinodontidae	<i>Raphiodon vulpinus</i>	55-222
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	145-605
Characiformes	Serrasalminae	<i>Mylossoma duriventris</i>	95
Characiformes	Serrasalminae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	75-135
Clupeiformes	Clupeidae	<i>Ramnogaster melanostoma</i>	33-100
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Lyceengraulis grossidens</i>	53-225
Clupeiformes	Pristigasteridae	<i>Pellona flavipinnis</i>	92-203
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	321-631
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i>	73-240
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i>	85-330
Perciformes	Sciaenidae	<i>Microgobius furnieri</i>	46-147
Pleuronectiformes	Achiariidae	<i>Catathyridium jennynsii</i>	44-92
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	66-102
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Auchenipterus osteomystax</i>	68-105
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	55-97
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i>	57
Siluriformes	Doradidae	<i>Pterodoras granulosus</i>	399
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus commersoni</i>	185-580
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricichthys anus</i>	370-527
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricichthys melanocheil</i>	311
Siluriformes	Loricariidae	<i>Riccia macrops</i>	295
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Iheringichthys labrosus</i>	65-295
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Luciopimelodus pati</i>	197-397
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Parapimelodus valenciennis</i>	13-280
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus albicans</i>	85-450
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>	84-378
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Sorobium lima</i>	105-255

Discusión y conclusiones

Los resultados de pesca obtenidos, al compararse con otros estudios realizados en la

zona (Llompert et al. 2011; CARU-CARP, 2012), permiten concluir que el ranio es un arte apropiado para obtener muestras de las especies que habitan el RdIP. Asimismo, se colectaron especímenes en un amplio rango de tamaños, lo que evidencia que puede ser utilizado en el RdIP para efectuar relevamientos ictiológicos que provean información relevante y de calidad. Las ventajas que brinda este arte de pesca como la sencillez de maniobra y los bajos requerimientos logísticos y económicos para realizar muestreos abarcando amplias zonas, abren nuevas perspectivas para los estudios biológico pesqueros que se realicen a futuro en el RdIP.

Referencias

- Azpelicueta, M. M. y Braga, L. 1991. Los Curimatidos en Argentina. In: Castellanos ZA, (Ed) Fauna de agua dulce de la República Argentina. Profadu CONICET 40 (1) 1-55.
- Berasain, G. E. y Argemi, F. 2007. Campaña de relevamiento ictiológicos y limnológicos (Lagunas Vitel, Chascomús, Burro, Chis-Chis y Las Tablillas). Ministerio de Asuntos Agrarios. Informe Técnico 82, 20 pp.
- CARU-CARP, 2012. Proyecto de evaluación de los recursos icticos del bajo río Uruguay y Río de la Plata interior. Informe de Campañas de invierno 2011 y verano 2012, 117 pp. https://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/pesca_continental/informes/baja/index.php. Acces sed 2 16 2018.
- Casciotta, J. R., Almirón, A. y Bechara, J. 2005. Peces del Iberá. Hábitat y Diversidad. Grafikar, sociedad de impresores, La Plata 244 pp.
- Jaureguizar, A. J., Solari, A., Cortés, F., Milessi, A. C., Militelli, M. I., Camiolo, M. D. y García, M. 2016. Fish diversity in the Río de la Plata and adjacent waters: an overview of environmental influences on its spatial and temporal structure. Journal of fish biology.
- Llompert, F., Paracampo, A., Solimano, P. y García, I. 2012. Peces de la Reserva Natural Punta Lara. In: Roesler I, Agostini MG (Eds). Inventario de los Vertebrados de la Reserva Natural Punta Lara, provincia de Buenos Aires, Argentina. Buenos Aires, Argentina: Temas de Naturaleza y Conservación, Monografía de Aves Argentinas N° 857-70.
- López, H. L. y Miquelarena, A. M. 1991. Los Hypostominae (Pisces: Loricariidae) de Argentina. In: ZA de Castellanos (Ed). Fauna de Agua Dulce la República Argentina, Profadu, CONICET, 40 (2) 1-64.
- Remes Lenicov, M. y Colautti, D. C. 2003. Estudios ictiológicos del Puerto de Buenos Aires. Biología Acuática, 65-75.

Características físico-químicas y zooplancton de la laguna La Margarita (Córdoba, Argentina)

Miguel Mancini¹, Víctor Salinas¹, Alicia Vignatti², Santiago Echaniz²
Lorenzo Regis¹ y Juan Marzuoli¹

¹ Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina.

² Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa. Argentina.

E-mail: mmancini@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

En este trabajo se realiza una caracterización limnológica y se analiza la composición de la comunidad zooplanctónica de la laguna La Margarita, reconocida pesquería recreativa del sur de la provincia de Córdoba (34°38'11"S, 63°44'19"O). El trabajo de campo se realizó en marzo/18, cuando se tomaron muestras en cinco estaciones. La Margarita se caracterizó como un ambiente turbio (24 cm de transparencia), subsalino (2,98 g/L) y de agua muy dura (390 ppm de CO₃Ca). En el zooplancton se registraron 15 taxa: un cladóceros, tres copépodos y 11 rotíferos (entre los que se destacó el género *Brachionus* con ocho especies). Estos últimos exhibieron la mayor abundancia (630 ind/L) sobre una densidad total del 901 ind/L. Las características del agua, al igual que la estructura del zooplancton, son similares a las que poseen las lagunas ubicadas sobre el brazo sur del río Quinto.

Palabras claves: LAGUNAS PAMPEANAS - CORDOBA - LIMNOLOGÍA

Introducción

En el sur de la provincia de Córdoba existe una gran cantidad de lagunas, de origen y salinidad del agua muy diferente (Cantero *et al.*, 1988). Muchos de estos ambientes se ubican en los brazos del río Quinto (Popopis), y pueden ser de uso privado o explotados principalmente como pesquerías recreativas.

A pesar de su abundancia y de la gran cantidad de servicios ambientales que brindan, existe una importante falta de información sobre la limnología de la mayor parte de estas lagunas. El objetivo del presente trabajo fue evaluar las características físico-químicas del agua y la comunidad zooplanctónica de la laguna La Margarita, con el propósito de realizar una caracterización limnológica.

del sudeste de la provincia. Esta es una región que posee cerca de 18.000 ha ocupadas por lagunas y bañados. Desde una perspectiva más amplia, La Margarita se ubica en la región de Humedales de la Pampa dentro la subregión de las lagunas salobres de la Pampa Interior.

A la vera de la laguna se ubican las instalaciones del Club de Caza y Pesca La Margarita y numerosas viviendas de pescadores. Este ambiente se utiliza desde hace varias décadas como pesquería recreativa de diferentes especies, en especial del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), al igual que otras lagunas ubicadas aguas abajo.

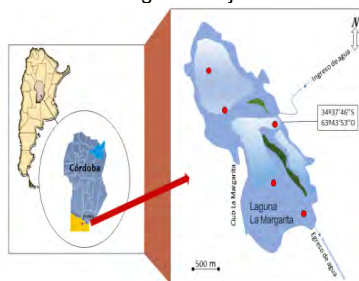


Fig. 1. Ubicación geográfica de la laguna La Margarita con los sitios seleccionados para muestreos de agua y zooplancton.

Material y Métodos

Área de estudio

La laguna La Margarita (34°38'11"S, 63°44'19"O), se ubica próxima a la localidad de Jovita en el departamento General Roca, sur de Córdoba (Figura 1). Este importante humedal se asienta en el brazo sur del río Quinto, dentro de la Unidad Ambiental de la Llanura Medanosas, en la subunidad de las lagunas interconectadas

Trabajo de campo y laboratorio

La superficie de la laguna se estimó en base a la imagen Google Earth. Se determinó *in situ* la temperatura del agua y del aire, el pH y el oxígeno disuelto (con instrumentos digitales), la transparencia del agua (disco de Secchi) y la profundidad (sondaleza). Las mediciones se realizaron desde una embarcación con motor fuera de borda durante marzo de 2018.

Se extrajeron tres muestras de agua para su posterior análisis de laboratorio, que incluyó la determinación de sólidos disueltos, cationes, aniones y dureza.

Para clasificar a la laguna como “clara” o “turbia” se siguió el criterio de Quirós *et al.* (2002).

Para el estudio del zooplancton, se filtró agua mediante redes de 47 micrómetros de diámetro de poro y se fijaron en formol al 4%. En laboratorio, se realizó la determinación taxonómica del zooplancton y se calculó la densidad mediante conteos en cámaras abiertas tipo Bogorov (macrozooplancton- cladóceros y copépodos excepto sus estadios naupliares-) y Sedgwick-Rafter (microzooplancton- rotíferos y estadios naupliares de copépodos-), bajo microscopio estereoscópico y óptico convencional. La densidad de esta comunidad se expresó como el promedio de los organismos de los sitios de muestreo y se expresó en ind/L.

Resultados

La superficie de la laguna, considerando la principal zona inundable y de juncales adyacentes que bordean una parte del cuerpo de agua, es de aproximadamente 806 ha.

La profundidad promedio de los 5 sitios de muestreo fue de 1,37 m, con un mínimo y máximo de 0,74 y 2,05 m respectivamente.

La laguna se clasificó como “turbia”. Los registros medios de pH, oxígeno disuelto, temperatura, transparencia y conductividad se indican en la Tabla 1.

La concentración de oxígeno representó una saturación del 97%. La salinidad fue 2,98 g/L y la dureza fue de 390,6 ppm de CO₃Ca. Entre los cationes se destacó el sodio (835 mg/L), mientras que, entre los aniones, los sulfatos fueron los más importantes (1219 mg/L). La relación Mg/Ca fue de 0,25 y la alcalinidad de 204,9 ppm de CO₃Ca.

En el zooplancton se registraron 15 *taxa*, un cladóceros, tres copépodos y 11 rotíferos. Entre estos últimos se destacó el género *Brachionus* con ocho especies. La densidad total de la comunidad fue de 901 ind/L. Al considerar los grupos taxonómicos por separado, el mayor aporte a la densidad estuvo dado por los rotíferos con 630 ind/L, seguidos por los

copépodos con 258 ind/L y por último por los cladóceros, cuyo aporte fue muy bajo, alcanzando solamente 12 ind/L.

Tabla 1. Variables analizadas en la laguna La Margarita (promedio, mínimo y máximo).

Variable	Unidad	Promedio
Transparencia	cm	24 (14-29)
pH	pH	9,05 (8,7-9,2)
Oxígeno	mg/L	8,77 (7,0-10,4)
Temp. agua	°C	17,1 (14,4-18,1)
Temp. aire	°C	24,8 (22,8-25,9)
Conductividad	mS/cm	3,12 (2,27-3,69)

El mayor aporte de los copépodos a la densidad estuvo dado por los nauplios (correspondientes en su gran mayoría a los ciclopoideos) mientras que al considerar los copepoditos y adultos, fue *Microcyclops anceps* la especie que más contribuyó a la densidad total.

Entre los rotíferos, la mayor densidad la aportaron dos especies: *Brachionus caudatus* y *Keratella tropica*, seguidos por *Brachionus angularis* y *Polyarthra dolichoptera*. La contribución a la densidad de las restantes especies de este grupo, estuvo por debajo de los 10 ind/L (Tabla 2).

Tabla 2. Taxa y densidad (ind/L) del zooplancton de la laguna La Margarita.

Cladóceros	
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	12,6
Copépodos	
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)	13,3
<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)	93,9
Harpacticóideo no id.	0,9
Nauplios	150
Rotíferos	
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	55,9
<i>B. caudatus</i> Barrois and Daday, 1894	279,4
<i>B. calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	0,5
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783	9,8
<i>B. havanaensis</i> Rousselet, 1913	6,1
<i>B. urceolaris</i> Müller, 1773	5,8
<i>B. dimidiatus</i> Bryce, 1931	4,4
<i>B. budapestinensis</i> (Daday, 1885)	1,2
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	231,2
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	35,4
<i>Colurella</i> sp.	0,4

Discusión

La salinidad del agua de las lagunas pampeanas suele exhibir amplias variaciones en relación con su ubicación, origen y ciclo de precipitaciones. Si bien La Margarita está sujeta a grandes oscilaciones del volumen de agua dado por el régimen anual de precipitaciones, durante este estudio se caracterizó como un lago somero subsalino según la clasificación de los ambientes epicontinentales propuesta por Hammer (1986) u oligohalino de acuerdo a Conzonno (2009).

En base a la transparencia del agua, La Margarita se puede considerar un ambiente turbio. Según la dureza, el agua de La Margarita se caracteriza como muy dura y con alto contenido de sulfatos. La adecuada saturación de oxígeno y los niveles de pH del agua superficial, son similares a las de las lagunas pampeanas e indican condiciones adecuadas para el desarrollo de la vida acuática.

Estas características químicas del agua son similares a las reportadas para otras lagunas contiguas del río Quinto (Mancini *et al.*, 2012, 2016), lo cual es consistente debido a que las mismas forman un sistema de ambientes “encadenados” (comunicados entre ellos).

La riqueza del zooplancton, relativamente elevada, es típica de ecosistemas acuáticos de salinidad reducida. A esto debe agregarse que la alta cantidad de especies de rotíferos puede deberse a que las muestras se tomaron a fines del verano y la temperatura del agua aún no había descendido, ya que típicamente estos animales muestran mayor riqueza y densidad los meses más cálidos (Nandini *et al.*, 2005). La asociación de especies, integrada especialmente por *Moina micrura*, *Metacyclops mendocinus* y *M. anceps* y un elevado número de especies de *Brachionus*, es típica de ecosistemas acuáticos someros de la región central de Argentina (Echaniz & Vignatti, 2017).

Es de destacar que los rotíferos, el grupo que más aporta a la densidad total del zooplancton de La Margarita, debido a su pequeño tamaño es poco importante en la dieta y desarrollo de peces juveniles y adultos planctívoros, como es el caso del pejerrey que constituye la especie blanco de la pesquería. Si bien se registró una especie de cladócono (*M. micrura*), su baja densidad, podría deberse al efecto de la predación por parte de la ictiofauna. Esta situación coincide con la de la laguna José María, ubicada aguas abajo de La Margarita (Mancini *et al.*, 2016) o de lagunas de la provincia de La Pampa (Echaniz y Vignatti, 2017).

Agradecimientos

A los Sres. Giovannoni, Picca, Rojo, Rossi, Díaz y Camiletti, a la Comisión Directiva del Club La Margarita y a los alumnos del IPEAyM 221 (Jovita), por la valiosa colaboración brindada durante los trabajos de campo.

Referencias

- Cantero A., M. Cantú, J. Cisneros, J. Cantero, M. Blarasin, A. Degioanni, J. Gonzalez, J. De Prada, H. Gil, C. Pereira, M. Geymonat y M. Cholaky. 1998. Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable. Ed. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina. 119 pp.
- Conzonno, V. 2009. *Limnología Química*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. La Plata. 222 p.
- Echaniz, S. y Vignatti, A. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 53: 345–360.
- Hammer, U. T. 1986. Saline Lake Ecosystems of the World. *Monographiae Biologicae* 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Mancini, M., G. Morra y V. Salinas. 2012. Características limnológicas y estructura de la ictiofauna de una laguna asociada al río Quinto (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 163-174.
- Mancini, M., V. Salinas, F. Biolé, A. Vignatti, G. Morra y S. Echaniz. 2016. Limnología e ictiofauna de la laguna José María (Córdoba, Argentina), con especial referencia al pejerrey (*Odontesthes bonariensis* - Valenciennes, 1835). *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 4(3): 70-82.
- Nandini, S., Ramírez-García, P. y Sarma, S. 2005. Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(2): 287-294.
- Quirós R., J. Rosso, A. Renella, A. Sosnovsky y M. Boveri. 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27(11): 584-591.



Contribución al conocimiento de la población de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) del embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina)

Miguel Mancini¹, Víctor Salinas¹, Omar Del Ponti², Lorenzo Regis¹, Nino Sibona³

¹ Ecología & Acuicultura. FAV. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina.

² Departamento Recursos Naturales. Universidad Nacional de La Pampa. Santa Rosa, Argentina.

³ Policía Ambiental de la provincia de Córdoba, Argentina.

Email: mmancini@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

De los lagos artificiales que posee la provincia de Córdoba, el embalse Río Tercero se destaca por su superficie, usos, actividades turísticas y recreativas, entre las que se destaca la pesca del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Si bien se ha observado una mejora de la pesquería de esta especie, no existen estudios recientes. Se presentan diferentes aspectos poblacionales de *O. bonariensis* que habita en el mencionado embalse. El trabajo se efectuó en febrero de 2019. La mayor proporción de peces registraron grado III de madurez reproductiva, con una relación hembra-macho de 2,6:1. La relación LEst-peso fue $P=3,34 \cdot 10^{-5} \cdot \text{LEst}^{2,81}$ ($R^2=0,97$). El peso relativo fue: $Pr = 86,8 (\pm 7,1)$. Los parámetros de crecimiento de la ecuación de Bertalanffy fueron: $\text{LEst}_0 = 369,4 (1-e^{-0,17(t-1,19)})$. Los copépodos constituyeron el ítem alimenticio más importante. La prevalencia de los parásitos *Cangatiella macdonaghi* y *Lernaea cyprinacea* fue de 41,6 y 36,1% respectivamente.

PALABRAS CLAVES: PEJERREY - ECOLOGÍA - EMBALSE RÍO TERCERO.

Introducción

El río Tercero (Córdoba) posee en su cabecera, seis embalses que fueron construidos con varios fines. En todos ellos y en especial en el embalse Río Tercero, se practica la pesca recreativa de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), actividad que genera un gran movimiento económico ligado a la actividad turística y laboral, además de permitir la cosecha de una abundante cantidad de proteína. Si bien existen múltiples antecedentes limnológicos, son antiguos y escasos los estudios poblacionales del pejerrey de este reservorio (Boschi y Fuster de Palza, 1959; Freyre *et al.*, 1983; Mancini y Grosman, 1998), lo cual dificulta una adecuada gestión de la pesquería. El objetivo del trabajo fue estudiar el grado de madurez reproductiva, la condición corporal, el crecimiento, la alimentación y los macroparásitos de *O. bonariensis* del embalse Río Tercero.

Material y Métodos

El trabajo de campo se efectuó a mediados de febrero de 2019, luego de varios meses de no funcionamiento de la central nuclear por tareas

de mantenimiento y posterior a dos mortandades de peces, la última se registró 72 horas previas a este estudio e involucró a *O. bonariensis*. Los peces se capturaron con líneas de mano en sitios de diferentes profundidades (5,10 a 11,50 m) del lago, comprendidos entre las desembocaduras del arroyo Amboy (32°12'53"S-64°31'12"W) y río Santa Rosa (32°10'50"S-64°29'58"W). Se midió *in situ* la temperatura, concentración de oxígeno (equipo Hanna HI 98193), conductividad y pH (equipo Milwaukee MI806). En cada ejemplar se registró la longitud estándar (LEst) y total (LT) con un ictiómetro graduado en mm y el peso húmedo (balanza digital Ohaus Scout II de 0,1 g de precisión), se determinó el sexo y el grado de madurez reproductiva. Por observación directa, los tractos digestivos fueron clasificados en cuatro categorías: lleno, semi-lleño, semi-vacío y vacío. Se calculó las relaciones longitud estándar - peso, $P = a \cdot L^b$, LEst-LT y el peso relativo (Pr) (Colautti *et al.*, 2006) Se definió la edad de los peces a través del método lepidológico, se aplicó retrocálculo para conocer longitudes medias a diferentes edades y posteriormente se estimó el crecimiento mediante la ecuación de Bertalanffy.

Los contenidos digestivos de los pejerreyes fueron colocados en cápsulas de Petri y observados bajo lupa binocular y/o microscopio óptico para determinar los diferentes componentes de la dieta a nivel de grandes grupos biológicos, mediante el índice de categorización de ítems (ICI), que diferencia componentes primarios, secundarios, terciarios y ocasionales del alimento (Grosman, 1995). Se evaluó además la presencia de macroparásitos externos e internos.

Resultados

Los registros de la temperatura, oxígeno, pH y conductividad del agua fueron: 25,3 °C, 8,96 mg/L, 9,04 y 0,17 mS/cm. Se capturaron 36 ejemplares de *O. bonariensis* (248 a 380 mm de LT). La mayor proporción de peces registraron un grado III de madurez sexual (Figura 1), con una relación hembra-macho de 2,6:1. La relación LEst-peso fue $P=3,34 \cdot 10^{-5} \cdot LEst^{2,81}$ ($R^2=0,97$; IC de $b=2,66-2,96$). La relación LEst/LT fue $LT=14,9+LEst \cdot 1,13$ ($R^2=0,99$). El valor promedio del Pr fue bajo ($86,8 \pm 7,1$) (Figura 2). Los parámetros de crecimiento de la ecuación de Bertalanffy se describen en Tabla 1. En la Tabla 2 se detallan la longitud y peso estimados de los pejerreyes de las diferentes edades.

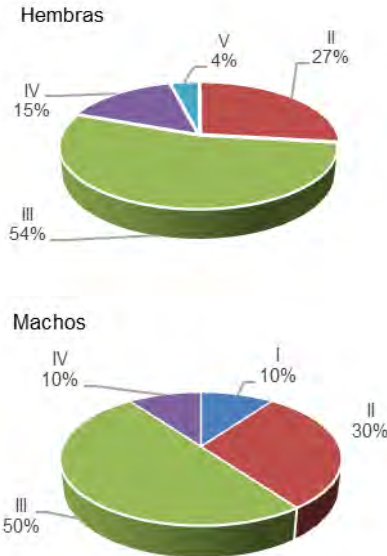


Fig. 1. Grado de madurez reproductiva de *O. bonariensis*.

El porcentaje de repleción de los tractos digestivos fue de 5,5, 11,1, 44,4 y 38,8 % para las categorías vacío, semi-vacío, semi-lleno y lleno, respectivamente. Los copépodos constituyeron el alimento primario de los pejerreyes, estuvieron presentes en el 100 % de los contenidos digestivos y representaron mas del 80% de las presas observadas. Otros ítems alimenticios fueron muy abundantes sólo en algunos peces, entre ellos el fitoplancton (Cyanophyceae), camarones (*Palaemonetes* sp.) y caracoles planorbidos, con un registro máximo de estos últimos de 44 organismos en un ejemplar de 296 mm de LT (Tabla 3 y Figura 3). Se observó la presencia del cestode *Cangatiella macdonaghi* en el tubo digestivo y del ectoparásito *Lernaea cyprinacea* con una prevalencia de 41,6 y 36,1 % respectivamente.

Tabla 1. Parámetros de la ecuación de Bertalanffy de *O. bonariensis*.

Parámetro	Resultado
LEst _∞	369,4
LT _∞	433
k	0,27
t ₀	-1,19
W _∞	536

Tabla 2. Longitud (mm) y peso (g) de *O. bonariensis* a diferentes edades (años).

Edad	LEst	LT	Peso
1	165	202	55,7
2	213	257	114,7
3	250	299	179,6
4	278	330	242,4
5	300	355	298,8

Tabla 3. Ítems alimenticios de *O. bonariensis* (Frec= % frecuencia de aparición).

Ítem	Frec.	ICI	Categoría
Copepodos	100	10,6	Primario
Cladoceros	81,8	6,0	Secundario
Cianofíceas	31,8	2,1	Terciario
Clorofíceas	27,3	1,6	Terciario
No identif.	22,7	1,1	Terciario
Peces	18,2	0,89	Ocasional
Camarones	18,2	0,89	Ocasional
Caracoles	13,6	0,94	Ocasional
Rotíferos	13,6	0,77	Ocasional
Insectos	9,1	0,44	Ocasional

Discusión

Los peces capturados comprendieron ejemplares de 1+ a 5+ años de vida. La condición corporal estuvo por debajo de la normal para la especie (Colautti *et al.*, 2006) y podría asociarse, entre otras causas, al grado de madurez reproductiva, que indicó que un

muy bajo porcentaje de peces estaba sexualmente maduro o próximo a desovar.

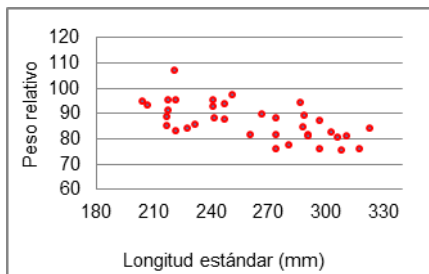


Fig. 2. Peso relativo de *O. bonariensis*.



Fig. 3. Abundante cantidad de caracoles planórbidos en el contenido digestivo de un ejemplar de *O. bonariensis*.

El crecimiento de *O. bonariensis* es similar al registrado en este embalse en la década del '70 (Freyre *et al.*, 1983) y levemente superior a los últimos registros (Mancini *et al.*, 1998), superando la talla de 200 mm de LT al año de vida. El tamaño de los peces capturados estuvo por encima de la talla de primera captura y es un buen sustento para una correcta ordenación del aprovechamiento pesquero.

La alimentación del pejerrey es principalmente zooplanctívora (Copepoda). La inclusión de un importante número de presas de mayor tamaño de otras comunidades, como caracoles y camarones, sólo se observó en muy pocos peces, situación similar a las observadas en este y otros reservorios (Boschi y Fuser de Plaza, 1959; Mancini y Grosman, 1998; Bethular, *et al.*, 2014), comportándose como un pez planctívoro facultativo que incursiona en diferentes niveles tróficos. La prevalencia de *L. cyprinacea* está dentro del rango de valores reportados para *O. bonariensis* en diferentes embalses (Bethular *et al.* 2014; Mancini *et al.*,

2008; Salinas *et al.*, 2017). En caso de *C. macdonaghi* resultó sensiblemente inferior a la observada en el embalse Río Tercero en la década del 90 donde fue del 100 % (Mancini y Grosman, 1998).

Agradecimientos

Los autores agradecen a las familias Regis y Sibona por su colaboración en los trabajos de campo y a Policía Ambiental de Córdoba. Este trabajo fue subsidiado por SECyT-UNRC y se enmarcó dentro del servicio de Ecología & Acuicultura (FAV-UNRC).

Referencias

- Bethular A., M. Mancini, V. Salinas, S. Echaniz, A. Vignatti y A. Larriestra. 2014. Alimentación, condición corporal y principales parásitos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* del embalse San Roque (Argentina). *Biología Acuática*, 30: 141-149.
- Boschi, E. y M. Fuster de Plaza. 1959. Estudio biológico pesquero del pejerrey del embalse Río Tercero (*Basilichthys bonariensis*). Pub. N° 8. *Dep. Inv. Pesqueras de la Nación*. 61 p.
- Colautti, D., M. Remes Lenicov y G. Berasain. 2006. A standard weight equation to assess the body condition of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Symposium: Biology and Culture of Silversides. *Biocell*, 30(1): 131-135.
- Freyre, L., Protogino y J. Iwaszkiw. 1983. Demografía del pejerrey *Basilichthys bonariensis* (Pisces, Atherinidae) en el embalse de Río Tercero, Córdoba. Descripción de los artes de pesca. *Biología Acuática*, 4: 1-39.
- Grosman, F. 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Rev. Asoc. Ciencias Naturales del Litoral*, 24 (1): 9-18.
- Mancini, M. y F. Grosman. 1998. Aspectos poblacionales del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en el embalse Río Tercero, (Córdoba), Argentina. *Natura Neotropicalis*, 29(2): 137-143.
- Mancini, M., C. Bucco, V. Salinas, A. Larriestra, D. Tanzola y S. Guagliardo. 2008. Seasonal variation of parasitism in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes, Atherinopsidae) from La Viña reservoir (Córdoba, Argentina). *Brazilian Journal of Veterinary Parasitology*, 17(1): 28-32.
- Salinas, V., M. Mancini, O. Del Ponti, I. Soares y J. Luque. 2017. Prevalencia e intensidad de *Lernaea* sp. en pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) de cuatro embalses de Argentina. *IX Congreso Ecología y Manejo Ecosistemas Acuáticos Pampeanos*. La Plata, 140.



Dificultades del manejo de los lagos urbanos con especial referencia en su estado trófico: la experiencia del lago Dalcar (Río Cuarto, Argentina)

Miguel Mancini¹, Luciana Cibils Martina², Mariano Mancinelli³, Sebastián Elisondo⁴, Mauro Comelli⁴ y Víctor Salinas¹

¹ FAV- Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina.

² FCEFQyN. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina.

³ Municipalidad de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina.

⁴ Club Náutico, Deportivo y Social El Malón. Río Cuarto, Argentina.

Email: mmancini@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

Varias ciudades del mundo poseen en sus tramas urbanas ambientes acuáticos denominados lagos urbanos. Estos lugares son muy visitados por los ciudadanos y constituyen un hábitat adecuado para la biodiversidad. El objetivo del presente trabajo fue evaluar y comparar la situación ambiental del lago urbano Dalcar de la ciudad de Río Cuarto (33°06'21"S, 64°22'31"O, 6,5 ha) durante los últimos 30 años, en particular su estado trófico. En dicho periodo se registraron diferentes sucesos (mortandades de peces, floraciones algales, contaminación visual, marcadas oscilaciones del volumen de agua), pero el excesivo crecimiento de las macrófitas sumergidas fue el que generó mayores problemas de manejo. Para ello se realizaron una serie de intervenciones sobre el lago con diferentes resultados que confirman la dificultad que plantea la gestión de estos particulares ecosistemas.

Palabras claves: LAGOS URBANOS – GESTION - EUTROFIZACION.

Introducción

Muchas ciudades del mundo poseen en sus tramas urbanas ambientes acuáticos, en general someros y pequeños, que se denominan lagos urbanos. Si bien estos ecosistemas distan mucho de los verdaderos lagos desde el punto de vista limnológico, su manejo y gestión se tornan bastantes dificultosos, aunque presentan una gran biodiversidad (Britton *et al.*, 1977; Naselli-Flores, 2008; Hassall, 2014). La ciudad de Río Cuarto, que cuenta con más de 160.000 habitantes, posee dos lagos urbanos. En particular el lago Dalcar (en adelante LD), fue utilizado para actividades náuticas y es muy visitado en la actualidad para múltiples usos, por lo que constituye un singular espacio verde. Estudios recientes hechos por profesionales de la Universidad Nacional de Río Cuarto, confirmaron la presencia de más de 350 especies de diferentes comunidades, resaltando su rol para conservar la biodiversidad (Mancini, 2018). El objetivo del presente trabajo fue evaluar y comparar la situación ambiental del LD, en particular su estado trófico, a través de

diferentes estudios y acciones efectuadas en los últimos 30 años.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El LD, ubicado al oeste de la ciudad de Río Cuarto (33°06'21"S, 64°22'31"O), posee aproximadamente una superficie de 6,5 ha, una longitud máxima de 430 m y profundidad media de 1,33 m.

Estudios realizados

En los últimos 30 años se han estudiado los cambios del estado ambiental, las causas de mortandades de peces, las características del agua y varias comunidades acuáticas. Entre 2017 y 2019 se analizaron en cinco sitios diferentes variables de calidad de agua con equipos digitales: temperatura, oxígeno, pH y conductividad, y la transparencia con disco de Secchi. El estado trófico se determinó en base al índice de Carlson (ITC), para clasificar al lago como claro-turbio se utilizó el cociente entre la profundidad media (Z_m) y la zona fótica (Z_f) (Quirós *et al.*, 2002). A partir de 2017 se

evaluaron las modificaciones que tuvo el LD luego de una serie de acciones efectuadas por el Municipio, la Universidad local y el club El Malón, mediante un proyecto de restauración asistida.

Resultados

En los últimos 30 años, el LD sufrió una serie de modificaciones de su estado ambiental. Desde finales de la década del 80, se observaron marcados signos de eutrofización, alternando periodos de aguas claras con crecimientos de macrófitas y/o de macroalgas y periodos de aguas turbias con floraciones de fitoplancton. En 1992, el crecimiento de *Egeria densa* cubrió más del 80 % de la superficie del lago (Fig. 1a). En 1998, se produjo una mortandad de peces, los cuales presentaron una alta carga de parásitos externos y oomycetos y se registró una floración de *Anabaena spiroides* con un registro de clorofila-a de 31 mg/m³.

El año 2000 marcó uno de los peores escenarios debido al crecimiento incontrolado de hidrófitas sumergidas que motivó el vaciado del lago (Fig. 1b), la remoción de sedimentos y el aumento de la profundidad en algunos sitios. Con posterioridad se efectuó una siembra de peces herbívoros (*Ctenopharyngodon idella*), que se reforzó en 2001 (Fig. 1c).

En 2002, se produjo otra mortandad de peces y se detectó la presencia de un feed lot contiguo al arroyo El Bañado, único tributario en la década anterior.

En 2003, se registraron dos floraciones algales y ante el aumento progresivo de las hidrófitas se practicaron extracciones manuales (Fig. 1d).

Entre 2005 y 2008 se prohibió la utilización de embarcaciones a motor y el uso recreativo con contacto directo del agua. Aquí hubo un nuevo crecimiento desmedido de la macrófita *Zannichellia palustris* y de macroalgas (Fig. 1e), claros signos de contaminación del paisaje y una baja del volumen de agua (Fig. 1f y g).

En 2009, se produjo otra mortandad de peces, que afectó a unos 3000 ejemplares. El cuadro se produjo por el ingreso de sustancias tóxicas luego de una abundante precipitación. Las especies más afectadas fueron *Astyanax eigenmanniorum*, *Bryconamericus iheringii* y algunos ejemplares de *C. idella* (Fig. 1h).

Durante 2014 se reiniciaron las tareas de limpieza impulsadas por el municipio, en especial restos de basura y de árboles secos.

El año 2015 se observó contaminación del paisaje y uno de los niveles de agua más bajo.

En virtud del desmejoramiento del estado ambiental, finalmente, en 2016, los ciudadanos

aprobaron la realización de un proyecto de restauración a través del programa Presupuesto Participativo, impulsado por el Municipio. Este incluyó la instalación de una nueva bomba de agua para mejorar la tasa de renovación (Fig. 1i), la reparación de compuertas, la extracción de sedimento en la costa de mayor colmatación (Fig. 1j) y la utilización en varias ocasiones de una máquina "cosechadora de algas" (Fig. 1k). Entre diciembre de 2017 a junio de 2019, se logró extraer más de tres Tn de residuos inorgánicos mediante limpiezas manuales (Fig. 1l) y de aproximadamente 148 Tn de *Stuckenia striata* (Fig. 1m), con el objetivo de controlar y no erradicar su presencia. Se observaron periodos con baja transparencia del agua por crecimiento del fitoplancton, matas de *Oscillatoria limosa* (Fig. 1n), excesivo crecimiento de macrófitas sumergidas durante los meses estivales (Fig. 1o) y su control en periodos de menor temperatura como sucedió al final del otoño de 2019 (Fig. 1p). En el periodo indicado, el LD presentó un estado eutrófico (ITC >70) y variaciones entre periodos de agua turbia y clara (Fig. 2). Se determinaron diferencias estacionales de la temperatura, oxígeno, transparencia y pH del agua (P>0,01); no así entre sitios de muestreos. En la Tabla 1 se detallan los resultados de las variables analizadas.

Tabla 1. Variables analizadas durante el periodo 2017-2019 (mínimo y máximo en paréntesis).

Variable	n	Resultado
Secchi (cm)	50	70 (24-150)
Cl-a (ug/L)	12	3,1 (0,9-7,9)
Fosfatos (mg/L)	4	1,9 (1,2-2,7)
NT (mg/L)	6	3,7 (0,3-13,6)
PT (mg/L)	6	0,13 (0,01-0,35)
Temperat. (°C)	80	20,1 (9,8-32,7)
Conduct. (uS/cm)	80	0,80 (0,69-1,10)
Oxígeno (mg/L)	80	9,2 (4,6-13,5)
pH (pH)	80	9,0 (8,1-10,2)

Discusión

Debido a su ubicación, los lagos urbanos están sujetos a una intensa presión antrópica y sufren diversas problemáticas relacionadas a la eutrofización, contaminación visual, conflictos de uso del agua, crecimiento de plantas acuáticas, modificaciones de flora y fauna y mortandades de peces (Britton *et al.*, 1977; Thomaz, 2002; Hassall, 2014). El LD tuvo en las últimas tres décadas importantes cambios en su

estado ambiental que reflejan dichas alteraciones. El crecimiento de las plantas acuáticas, en especial las sumergidas, se logró controlar en otoño de 2019. Sin embargo, ha sido foco de la prensa, con críticas de la sociedad y una de las acciones de mayor dificultad del manejo, principalmente por su aspecto estético, a pesar de que las mismas llevan a cabo múltiples y complejas funciones, muchas de ellas benéficas para el ecosistema (Thomaz, 2002).



Fig. 1. Medidas de gestión y cambios que experimentó el lago Dalcarg en los últimos 30 años (ver detalles en la sección Resultados).

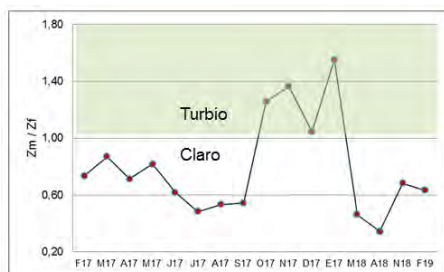


Fig. 2. Estados turbios y claros del LD.

La experiencia de las últimas tres décadas y los disímiles resultados de la multiplicidad de acciones tendientes al control de las macrofitas sumergidas (mejorar la tasa de renovación, extracción mecánica, disminución de la carga de nutrientes, aumento de la profundidad), confirma la gran dificultad que plantea el manejo de los lagos urbanos. Debido a la importancia ambiental y recreativa del LD, es imprescindible continuar con su monitoreo.

Agradecimientos

A la Municipalidad de Río Cuarto, Patrulla del Río, Club El Malón, Matías Bonansea, César Nuñez y a todas las personas que colaboraron en este proyecto.

Referencias

- Britton, L., R. Averett y R. Ferreira. 1977. *An introduction to the processes, problems, and management of urban lakes*. Water in the urban environment U.S. Geological Survey Circular 601-K.
- Hassall, C. 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(2): pp. 187-206.
- Mancini, M. 2018 (comp.). *El lago urbano Dalcarg (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad* UniRio Editora. Río Cuarto.
- Naselli-Flores, I. 2008. *Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care*. En: Sengupta, M. & Dalwani R. (Eds.). 12th World Lake Conference: 1333-1337.
- Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J.J. Rosso y A. Sosnovsky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Thomaz, S. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrofitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, Viçosa MG: 21-32.



Riesgo de infección por *Salmonella* en dos arroyos de la Provincia de Buenos Aires, Argentina

Julián Mantovano¹, Marta Paz¹, Carina Tornello¹, Celio Chagas², Lidia Nuñez¹ y Juan Moretton¹

¹ Salud Pública e Higiene Ambiental. Facultad de Farmacia y Bioquímica UBA Junín 954 (C1113AAD), Buenos Aires, Argentina.

² Cátedra de Conservación y Manejo de Suelos. Facultad de Agronomía UBA Av. San Martín 4453, (C1417DSE) Buenos Aires, Argentina.
Email: jmantovano@hotmail.com

RESUMEN

Las aguas contaminadas en las zonas agrícola- ganaderas pueden contener una amplia gama de agentes infecciosos causantes de enfermedades. El objetivo de este trabajo fue determinar la contaminación biológica que se produce en el Arroyo Burgos y en el Arroyo El Tala, los dos en la Provincia de Buenos Aires. Se determinó el número de coliformes, *Escherichia coli*, enterococos y de *Salmonella spp*. Con los datos obtenidos, se realizó una evaluación cuantitativa de riesgo de infección por *Salmonella spp* para la población expuesta utilizando la metodología del análisis cuantitativo de riesgo microbiológico (ACRM) por contacto secundario. En el Arroyo Burgos se obtuvieron valores medios de *E coli* de 5×10^2 ufc/ 100 mL y $4,26 \times 10^2$ ufc/100mL de enterococos. En el arroyo del Tala se detectaron $1,30 \times 10^3$ ufc/ 100mL de *E.coli* y 5×10^2 ufc/ 100 mL de enterococos.

Palabras claves: RIESGO SANITARIO – SALMONELLA - CONTAMINACIÓN FECAL

Introducción

Las aguas contaminadas en las zonas agrícola- ganaderas pueden contener una amplia gama de agentes infecciosos causantes de enfermedades. La ganadería contribuye a la contaminación hídrica a través de la descarga a cursos de agua de sedimentos que aportan excrementos con la consecuente diseminación de patógenos (Chagas et al., 2007) La producción bovina en la Región Pampeana ha experimentado cambios con el incremento de feedlots que constituyen una fuente de contaminación localizada (Kraemer et al., 2013). En particular en la cría de ganado el riesgo depende de varios factores como la salud animal, la severidad de la infección, tratamiento de las excretas y período de almacenamiento de los residuos, la densidad media de animales de pastoreo y el tiempo de supervivencia de los microorganismos. La magnitud de la exportación de contaminantes biológicos a dichos cursos de agua, estaría condicionada por el tipo de explotación ganadera que se trate: intensiva o extensiva, asociada a la carga animal de las mismas y por ende a la cantidad de excreta

animal que se vuelca al sistema (Chagas et al., 2010).

El objetivo de este trabajo fue determinar la contaminación biológica que se produce en el Arroyo Burgos y en el Arroyo El Tala, los dos en la Provincia de Buenos Aires. Con los datos obtenidos, se realizó una evaluación cuantitativa de riesgo de infección por *Salmonella spp* para la población expuesta.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El presente estudio fue llevado adelante en un sector de la cuenca del arroyo Burgos. Dicho arroyo es tributario del Río Arrecifes. La cuenca del Río Arrecifes se encuentra ubicada en el norte de la provincia de Buenos Aires. El Arroyo del Tala se ubica en el sector NE de la provincia de Buenos Aires, a 164 km de la Capital Federal. Ocupa parcialmente los partidos de San Pedro, Ramallo, Bartolomé Mitre y Pergamino. Sus aguas desaguan en el río Baradero. Se colectaron muestras de agua en dos sitios de la cuenca del arroyo Burgos: S1aguas arriba y S2 aguas abajo a la descarga

del feedlot; y tres sitios de la cuenca del arroyo Tala (Tala alto, medio y bajo).

Análisis Microbiológico

Las muestras de agua superficial se colectaron en botellas de polipropileno de 500 ml y se conservaron a temperatura de 4°C.

Solución diluyente. Para cada muestra, se utilizó como diluyente solución fisiológica con Tween 80 al 3% y tiosulfato de sodio al 0,1% para neutralizar compuestos antimicrobianos que puedan encontrarse en el efluente. La dilución 10^{-1} se realiza agregando 10 mL de muestra en 90 mL del diluyente

Recuento de *coliformes* y *Escherichia coli*. Se sembró 1 mL de las diluciones en profundidad placas de CHRO agar ECC (CHROMagar) y se incubó a 35°C durante 48h.

Recuento de *Enterococos*. Se sembró 1 mL de la dilución correspondiente, en profundidad en Agar selectivo para enterococos Slanetz Bartley y se incubó durante 48h a 35°C. En casos de niveles bacterianos bajos, se efectuó el recuento de *E. coli* y enterococos utilizando el método de filtración por membrana; las muestras filtradas se sembraron en el agar selectivo correspondiente 35°C por 48h.

Recuento de *Salmonella* spp. Para determinar *Salmonella* se realizó una inoculación en tubos de acuerdo a la técnica del Número más Probable (NMP). Se inocularon cinco tubos por dilución de Peptona buffer fosfato (100 mL, 10 mL, 1mL) incubando durante 24h a 35° C. Los tubos con crecimiento se inocularon en Caldo Tetrationato y Caldo Rappaport que se incubaron durante 18h a 35°C y a 44°C respectivamente. Después de la incubación se aisló en superficie en placas de Agar xilosa-lisina-desoxicolato (XLD) que se incubaron 48h a 37h. Las colonias características, se sembraron en el medio triple azúcar hierro (TSI), y a aquellos aislamientos con un TSI característico de *Salmonella* se realizaron las pruebas de lisina-decarboxilasa y de ureasa. La tipificación se realizó mediante el API 20E.

Análisis de riesgo microbiológico (ACRM)

Escenario de exposición:

Para actividades recreativas como la pesca o paseos: ingesta de 10 mL por hora (3 horas) con una exposición anual de 6 meses al año durante los fines de semanas (48 días).

El riesgo de infección por una sola exposición, se calculó asumiendo un modelo dosis-respuesta para *Salmonella* spp.

Para calcular el riesgo de infección, se utilizó el modelo de beta - Poisson que matemáticamente se expresa por la ecuación (1):

$$P_i = 1 - [1 + (d / ID50) (21/\alpha - 1)]^{-\alpha} \quad (1)$$

Para *Salmonella* spp

$$ID50 = 23.600 \quad \alpha = 0,3126$$

d: dosis ingerida de bacterias (bacterias en 10 mL) (Hass et al., 1999).

Para calcular la probabilidad anual de infección se utilizó la ecuación (2):

$$P_{Inf} = 1 - [1 - P_i]^{FE} \quad (2)$$

Resultados

En la Figura 1, podemos observar los recuentos de las bacterias indicadoras de contaminación fecal y de *Salmonella* spp. Todos los microorganismos indicadores se detectaron en todas las muestras ensayadas. No se observaron diferencias significativas entre los valores hallados de *Escherichia coli* y enterococos en los distintos puntos de muestreo.

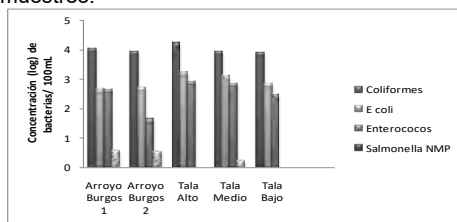


Fig. 1. Media geométrica de la concentración de las bacterias presentes en distintos puntos de muestreo.

En el Arroyo Burgos se detectó la presencia de *Salmonella* spp en el 90 % de las muestras analizadas. Se observó correlación entre recuento de *E. coli* y *Salmonella*. El riesgo de infección anual con *Salmonella* en el Arroyo Burgos fue de $1,00 \times 10^{-3}$ mayor que en el Arroyo Tala con un riesgo anual de $5,00 \times 10^{-4}$.

Discusión

El riesgo para infección se calculó estimando un contacto mínimo con el agua, por actividades como pesca, o paseos. Todas estas actividades no se limitan a los meses de verano. En la microcuenca del arroyo Burgos se encuentran instalaciones de cría de ganado intensiva dando mayores recuentos de *Salmonella*. El riesgo de infección anual estimado para ambos patógenos en los dos sitios de muestreo fue muy superior al riesgo anual aceptable de 1×10^{-4} de acuerdo con las propuestas normativas de OMS (WHO 2001).

Conclusiones

Los sitios estudiados demuestran la importancia de la contaminación difusa originada presumiblemente por cría de animales intensiva y a campo, que alcanza valores altos. En lo referente al riesgo sanitario calculado en el arroyo Burgos el riesgo de infección por *Salmonella spp* resultó superior al establecido en las normativas de la OMS para la práctica de actividades recreacionales lo que haría conveniente suspender dichas actividades.

Referencias

- Chagas, C.I., Piazza, M.V., et al. 2007. Calidad del agua de escorrentía superficial en sistemas ganaderos extensivos e intensivos de Argentina. *Agrochimica* LI-N 2-3:130-136.
- Chagas, C., Santanatoglia, O. et al. 2010. Movimiento superficial de contaminantes biológicos de origen ganadero en la red de drenaje de una cuenca de Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*, 28: 23-31.
- Haas, C.N. y Rose, J.B. 1999. Quantitative microbial risk assessment. John Wiley and Sons Inc.
- Kraemer, F.B., Chagas, C.I., Marré, G., Palacín, E.A. y Santanatoglia, O.J. 2013. Desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca de la Pampa Ondulada: efectos sobre el escurrimiento superficial y erosión hídrica. *Ciencia del Suelo*, 31:1.
- World Health Organisation (WHO). 2001. Water Quality: guidelines, standards and health. Assessment of risk and risk management for water related infectious disease. World Health Organisation.



Calidad del agua y su relación con la ictiofauna del arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina)

**Ignacio Masson^{1,2}, José Gonzalez Castelain¹, Sabrina Dubny^{1,3}, Natalia Othax^{1,3} y
Fabio Peluso^{1,2}**

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff” (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), Calle 526 e/10 y 11, La Plata, Buenos Aires, Argentina

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas de Argentina (CONICET), Av. Rivadavia 1917, (C1033AAJ) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Email: imasson.ihlla@gmail.com

RESUMEN

El arroyo del Azul recorre la llanura pampeana atravesando a la ciudad de Azul. La agricultura y la ganadería son las principales actividades productivas de la cuenca. Con el objetivo de conocer su calidad de agua, su ictiofauna y la relación entre ambas, se realizaron muestreos en 7 tramos de su curso. A través de análisis multivariado, se evaluaron las similitudes en cuanto a calidad del agua y a composición ictiofaunística entre tramos, y la relación entre ambas variables. Se observó que el tramo próximo al effluente del tratamiento cloacal y el tramo más distante de la cuenca baja, poseen particularidades en su calidad de agua y su ictiofauna que los distinguen del resto. Los tramos de la cuenca alta y media serían más homogéneos entre sí en cuanto a las variables estudiadas. Este trabajo, además de contribuir al conocimiento general sobre la cuenca, aporta información relevante para el desarrollo de índices de calidad de agua.

Palabras claves: CALIDAD DE AGUA – ICTIOFAUNA - BIOMONITOREO.

Introducción

El arroyo del Azul nace en la zona serrana del Partido homónimo (Buenos Aires, Argentina). Recorre casi 160 km de la llanura pampeana en dirección NE y desemboca en el Canal 11. En su recorrido atraviesa la ciudad de Azul con unos 60 mil habitantes. En la cuenca se desarrollan mayormente actividades agrícola-ganaderas (Ares et al. 2007). En el tramo urbano existen desagües pluviales, el effluente de una planta de tratamiento cloacal (ETC), de un matadero y un frigorífico y de una industria cerámica, además de otras descargas difusas propias de una zona urbanizada.

Existen estudios previos sobre la calidad de sus aguas (e.g., Rodríguez et al. 2006) y su ictiofauna (e.g., Grosman y Merlos 2010), y desde nuestro Instituto, se realizan monitoreos periódicos de estas variables.

En el presente trabajo se analizan variables fisicoquímicas (FQs) de calidad de agua en conjunto con la ictiofauna presente en distintos

tramos del arroyo, con el objetivo de identificar la variación de sus características y de las especies de peces que los habitan. Además, se analizó la relación entre las variables FQs y las proporciones de peces, para determinar su valor como indicadoras de calidad de agua.

Métodos

Los muestreos se realizaron en los meses de febrero y diciembre entre 2015 y 2019, en 7 tramos del arroyo del Azul (Fig. 1). Dos de estos tramos correspondieron a sectores de la cuenca alta (Ger y Fi), tres a la cuenca media: uno preurbano (Man), uno urbano (Mit), otro posturbano (Pi), y dos tramos correspondieron a la cuenca baja (Sh y Te). Pi se sitúa inmediatamente aguas abajo de la ciudad, y recibe el ETC.

El muestreo de peces fue por arrastre con red (50 m² por tramo), capturándose 5000 individuos. Las especies presentes fueron: *Pimelodella laticeps* (P.lat), *Rhamdia quelen* (R.que), *Corydoras paleatus* (C.pal),

Loricariichthys anus (L.an), *Hypostomus commersoni* (H.com), *Astyanax pampa* (A.pam), *Bryconamericus iheringii* (B.ihe), *Cheirodon interruptus* (C.int), *Oligosarcus jenynsii* (O.jen), *Cyphocharax voga* (C.vog), *Hoplias malabaricus* (H.mal), *Cyprinus carpio* (C.car), *Jenynsia multidentata* (J.mul), *Cnesterodon decemmaculatus* (C.dec), *Synbranchus marmoratus* (S.mar), *Australoheros facetus* (A.fac). Se identificaron los ejemplares a nivel de especie y se liberaron in situ.

En cada uno de los tramos se tomaron muestras de agua para analizar las variables: oxígeno disuelto (DO), pH, conductividad eléctrica (EC), bacterias aerobias totales (TAMC), coliformes totales (TC), sodio (Sod), sulfato (Sulph), nitrito (Nit), demanda bioquímica de oxígeno (BOD), sólidos totales (TS), sólidos suspendidos (SS), turbidez (Turb), potasio, amonio, nitrato, arsénico y fosfato.

Las similitudes entre tramos, tanto para las variables FQs como para las proporciones de especies, fueron estudiadas mediante análisis de agrupamiento tipo clúster. Con respecto a las variables FQs, se consideraron solamente las que mostraron diferencias significativas entre tramos ($p < 0,05$, Kruskal-Wallis). Para los análisis de clúster se utilizó el método de agrupamiento de Ward. Para medir las disimilitudes entre muestras se usó la medida city-block (Manhattan block).

En el caso del análisis de componentes principales, se seleccionaron los factores con autovalores mayores a 1. Las coordenadas con valor absoluto superior a 0.50 fueron tomadas como significativas para el componente, a fines de realizar las inferencias sobre las relaciones entre las variables FQs y las proporciones de cada especie.

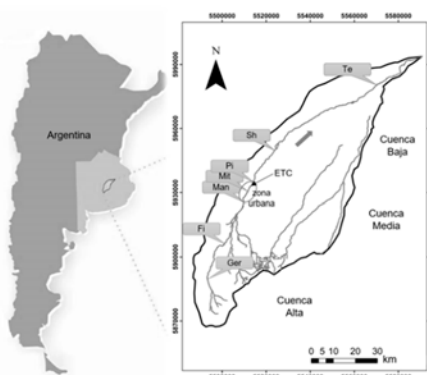


Fig 1. Mapa con ubicación de tramos. ETC: Efluente del tratamiento cloacal.

Resultados

Al comparar los valores medios de cada variable estudiada entre los distintos tramos, se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) para DO, pH, EC, TAMC, TC, Sod, Sulph, Nit, BOD, ST, SS y Turb. Las variables potasio, amonio, nitrato, arsénico y fosfato, no mostraron diferencias significativas en sus valores medios entre tramos y, por lo tanto, no fueron consideradas en análisis posteriores.

El agrupamiento en clúster de las muestras FQs (Fig.2) diferencia a los tramos de cuenca alta y media de Pi y la cuenca baja. Sh presenta mayor similitud con Pi que con Te. En el clúster de la composición ictícola (Fig.3), Sh no se diferencia de la cuenca alta y media, aunque las muestras de los tramos Te y Pi se agruparon en clústeres separados del resto, demostrando sus particularidades tanto a nivel FQ como a nivel de especies.

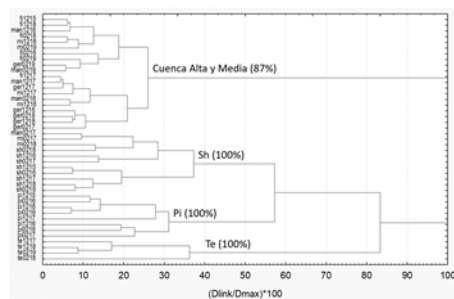


Fig. 2. Clúster del agrupamiento de los tramos de acuerdo a las similitudes de las variables FQs. (e.g. "fi1218": Fi muestreado en Dic. 2018).

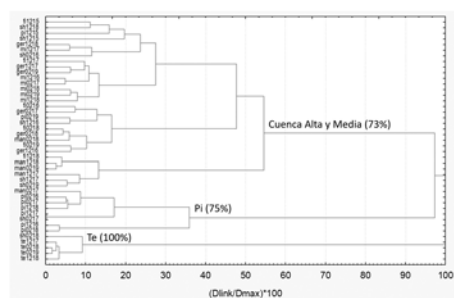


Fig. 3. Clúster del agrupamiento de los tramos de acuerdo a las similitudes en las proporciones de especies de peces capturados.

Del análisis de componentes principales (Fig. 4), los factores 1 y 2 explicaron el 56% de la varianza acumulada. Se infiere que *C. vog* es una especie asociada a aguas salinas

Discusión

A su vez, la cuenca baja del arroyo del Azul, es decir, los tramos Sh y Te, pero sobre todo éste último, presentan una calidad de agua distinta al resto de los tramos por encontrarse influenciados naturalmente por la salinidad del acuífero que, al descargar al agua superficial, le transfiere sus propiedades salinas (Zabala et al. 2015). Aquí, en el tramo Te, la ictiofauna también es distintiva.

significativa con respecto a la carga orgánica como si lo hizo esta última especie, pese a poseer el mismo tipo de adaptaciones ecológicas (omnivoría, pseudoviviparidad, prolificidad, posición de la boca, etc.) (Rosso 2006).

Agradecimientos

A la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires por financiar este trabajo a través de su Proyecto de fortalecimiento de Centros CIC. Al personal del laboratorio del IHLLA (F. Altoaguirre, N. De Lábano, O. Floriani, S. Crespi), E. Queupán, J. Rodríguez, M. Silicani y G. Ozán.

Referencias

- Ares M.G., Varni M., Entraigas I. y Marzoratti M. 2007. Uso del suelo y grado de cobertura vegetal en una cuenca del centro de la provincia de Buenos Aires. Cuadernos del Curiham 13: 63-69.
- Grosman F. y Merlos C. 2010. Bases agroambientales para un desarrollo sustentable del partido de Azul. Informe Una mirada ambiental a los ecosistemas acuáticos del partido de Azul, pp. 44-68.
- Menni R.C., Gómez S.E. y López Armengol M.F. 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. *Hydrobiologia* 328: 173-197.
- Rodríguez L., Peluso F. y Gonzalez Castelain J. 2006. Evaluación de la Calidad de las Aguas del Arroyo del Azul, Prov. De Buenos Aires. *Ecología* 15:16-19.
- Rosso J.J. 2006. Peces pampeanos: guía y ecología. Literature of Latin America, Buenos Aires, 224 pp.
- Zabala M.E., Manzano M. y Vives L. 2015. The origin of groundwater composition in the Pampeano Aquifer underlying the Del Azul Creek basin, Argentina. *Science of the Total Environment* 518:168-188.

Distribución de contaminantes emergentes en dos cuencas pampeanas

Mastrángelo Martina¹, Valdés María Eugenia², Giorgi Adonis³, Barceló Damià⁴, Sabater Sergi⁴, Rodríguez-Mozaz Sara⁴

¹ Programa de Ecofisiología Aplicada. DCB-UNLu, INEDES-CONICET

² Instituto de Ciencia y Tecnología de Alimentos Córdoba (ICYTAC-UNC), Córdoba, Argentina

³ Programa de Ecología de Protistas. DCB-UNLu, INEDES-CONICET.

⁴ Catalan Institute for Water Research (ICRA), Girona, Spain

Email: martinammastrangelo@yahoo.com.ar

RESUMEN

Se realizó un muestreo en dos ríos con cuencas en áreas rurales y urbanas. Río Reconquista: tres sitios sobre el cauce principal y Río Luján: un sitio en un afluente y otro en el cauce principal próximo a la localidad de Luján. Se analizaron parámetros físicos-químicos y presencia en las aguas superficiales de compuestos de origen farmacéutico, grupo de los llamados contaminantes emergentes. Las estaciones sobre el río Luján y la situada en la zona de mayor urbanización del río Reconquista presentaron la peor calidad del agua y se diferenciaron de las demás por la cantidad y calidad de compuestos encontrados. En ambos sitios la frecuencia de detección de compuestos analizados fue mayor, siendo el sitio del río Reconquista el que presentó mayor concentración. De acuerdo a los resultados, la presencia y concentración de contaminantes emergentes en los ríos puede considerarse en este caso asociado al grado de urbanización.

Palabras claves: CONTAMINANTES EMERGENTES - RÍOS URBANOS

Introducción

Los ríos urbanos sufren un deterioro en su calidad ecológica que ha sido referenciado como *síndrome del río urbano* por Walsh et al. (2005). Particularmente, dichos autores referencian como uno de los síntomas de este síndrome el deterioro en la calidad del agua con aumento de sustancias tóxicas. Entre los compuestos presentes en los ambientes acuáticos cercanos a las urbanizaciones están los llamados contaminantes emergentes (CE), entre los cuales figuran los compuestos de origen farmacéutico. Estos compuestos han tomado relevancia en los últimos años debido a que están presentes en concentraciones traza (ng/L-µg/L); pero su persistencia puede generar posibles riesgos en los compartimentos bióticos de los cuerpos de agua. En este trabajo se planteó como objetivo comparar la distribución de contaminantes emergentes en sitios con distintos niveles de urbanización.

con distintos niveles de urbanización: R₁ (naciente del río Reconquista, luego de las compuertas de Represa Roggero), R₂ y R₃ (14km y 17km aguas abajo de R₁; con influencia de vertidos urbanos e industriales), un sitio del río Luján, L, situado luego de la descarga de la depuradora urbana de líquidos cloacales, y un sitio del arroyo Las Flores, LF, afluente del río Luján, con poca influencia urbana.

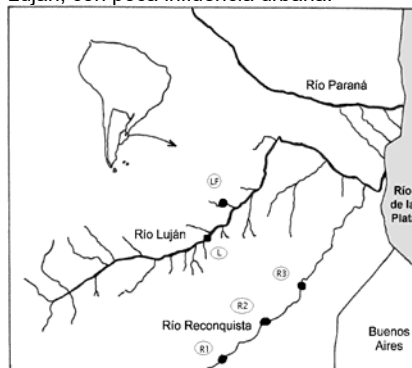


Fig.1: Sitios de muestreo. L (Río Luján), LF (Arroyo Las Flores), R₁, R₂ y R₃ indican los tres sitios en el cauce del río Reconquista.

Materiales y Métodos

Sitios de estudio

Se realizó un muestreo en cinco sitios de dos ríos periurbanos de la provincia de Buenos Aires

Toma de muestras y determinaciones

Las muestras de agua se tomaron en una campaña diaria en otoño '17 (en dos horarios: mañana y tarde, combinando ambas muestras en una muestra compuesta). Se evaluaron distintos parámetros indicadores de la calidad del agua. En el sitio de muestreo se determinó pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad, Temperatura del aire (T_{aire}) y del agua (T_{agua}). En el laboratorio se determinó dureza, cloruros y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5) según APHA (2005). Además, se calculó un índice de calidad de agua para contaminación orgánica (Berón, 1984). Las muestras de agua se filtraron ($0,45\mu\text{m}$) y mantuvieron a -18°C hasta su extracción en fase sólida (SPE). Los contaminantes emergentes se determinaron por UPLC-MS/MS según Gros et al. (2012). Se cuantificaron 40 compuestos, distribuidos entre los distintos grupos de CE.

Los datos obtenidos de presencia de contaminantes emergentes (Mastrángelo et al., 2018) se analizaron mediante análisis de agrupamientos entre sitios; y distribuciones de frecuencia de los grupos de contaminantes hallados en cada sitio utilizando el paquete Statistica 7.0. Para los sitios R_3 y L se analizó la distribución másica de cada grupo de compuestos.

Resultados

Los resultados de las variables físico-químicas se presentan en la Tabla 1 junto con el valor del índice de calidad de agua ($\text{ICA}_{\text{Berón}}$) calculado para cada uno de los sitios.

Tabla 1: Parámetros físico-químicos de las muestras de agua y el $\text{ICA}_{\text{Berón}}$.

Parámetro		Sitio de muestreo				
		F	R_1	R_2	R_3	L
pH		8.31	8.31	7.96	7.93	8.52
T_{agua}	$^\circ\text{C}$	18.25	20.5	21	21	18.8
T_{aire}	$^\circ\text{C}$	19	23.5	20	21	21.25
Cloruros	mg Cl/L	4	26	26	57	217
DBO	mg O_2 /L	2.04	2.46	2.82	22	16.6
OD	mg O_2 /L	6.2	6.7	5.6	0.2	6.0
Dureza	mg CaCO_3 /L	110	54	55	120	224
Conductividad	$\mu\text{S}/\text{cm}$	851	562	585	1105	2430
$\text{ICA}_{\text{Berón}}$		9.2	8.3	8.0	3.5	4.3

Los resultados del análisis de agrupamiento basado en las concentraciones de los compuestos presentes en las muestras analizadas (Mastrángelo et al., 2018) se

presentan en la Figura 2 donde se observa que los sitios R_3 y L se diferencian entre sí y a su vez de los otros tres sitios.



Fig. 2: Diagrama de agrupamiento de los diferentes sitios muestreados

En la Figura 3 se presenta la distribución de frecuencia (%) hallada para los distintos fármacos en cada uno de los sitios estudiados. Se observa que los sitios R_3 y L mostraron mayor frecuencia de presencia de compuestos analizados en todos los grupos de CE.

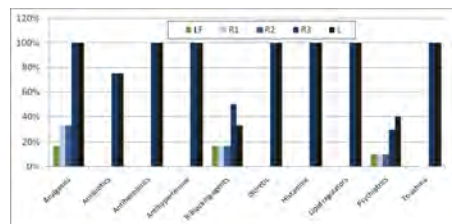


Fig. 3: Frecuencia de detección (%) de contaminantes emergentes en agua superficial.

En las Tablas 2 y 3 se muestra la distribución másica para cada grupo de compuestos de CE obtenidos para los sitios R_3 y L.

Tabla 2: Distribución másica de los compuestos del grupo CE: Analgésicos en los sitios R_3 y L.

	R_3	L
Analgésicos (ng/L)	13020	6383
<i>Codeine</i>	0.1%	0.1%
<i>Acetaminophen</i>	56.5%	58.3%
<i>Salicylic acid</i>	2.7%	1.9%
<i>Ibuprofen</i>	35.5%	32.3%
<i>Diclofenac</i>	2.2%	2.1%
<i>Naproxen</i>	3.1%	5.3%

Tabla 3: Distribución másica de los compuestos en los grupos de CE: Antibióticos, Antihelmínticos, Antihipertensivos, B-bloqueantes, Diuréticos, Psiquiátricos en los sitios R₃ y L.

	R ₃	L
Antibióticos (ng/L)	1089	793
<i>Trimethoprim</i>	6.6%	9.1%
<i>Ofloxacin</i>	7.7%	10.6%
<i>Sulfamethoxazole</i>	29.9%	5.4%
<i>Ciprofloxacin</i>	21.4%	31.2%
<i>Clarithromycin</i>	19.5%	27.3%
<i>Metronidazol</i>	14.9%	16.5%
Antihelmínticos (ng/L)	126	73.3
<i>Albendazole</i>	82.3%	85.6%
<i>Levamisole</i>	17.7%	14.4%
Antihipertensivos (ng/L)	1299	1394
<i>Losartan</i>	30.1%	27.2%
<i>Irbesartan</i>	1.2%	5.5%
<i>Valsartan</i>	68.7%	67.3%
β-bloqueantes (ng/L)	459	218
<i>Atenolol</i>	93.0%	96.9%
<i>Propranolol</i>	4.5%	0.0%
<i>Sotalol</i>	2.4%	3.1%
Diuréticos (ng/L)	543	433
<i>Hydrochlorothiazide (HCTZ)</i>	82.0%	79.0%
<i>Furosemide</i>	18.0%	21.0%
Psiquiátricos (ng/L)	136	106
<i>Carbamazepine</i>	72.8%	59.0%
<i>10,11-epoxyCBZ</i>	9.6%	10.0%
<i>2-hydroxyCBZ</i>	17.7%	14.4%
<i>Venlafaxine</i>	0.0%	16.6%

Se puede observar que los grupos de CE analgésicos, antihelmínticos y β-bloqueantes están presentes en casi el doble de concentración total en el sitio R₃ respecto del sitio L; mientras que los grupos de CE antibióticos, antihipertensivos, diuréticos y psiquiátricos están en concentraciones totales semejantes. La distribución porcentual de los compuestos en cada grupo se asemeja entre los dos sitios.

Discusión y Conclusiones

Los valores de los parámetros físico-químicos y el ICA_{Berón} obtenidos indican que la calidad del agua en los sitios R₃ y L se encuentra deteriorada en mayor grado, respecto de los otros tres sitios que presentaron valores correspondientes a contaminación leve. Esto se refleja en el análisis de agrupamiento basado en

la presencia de CE analizados, que separa a R₃ y L del resto de los sitios.

La frecuencia de detección en los sitios menos urbanizados es más baja respecto a R₃ y L.

El síntoma de aumento de contaminantes tóxicos se observó en los sitios R₃ y L con el incremento de detección de fármacos de uso humano.

Agradecimientos

Los autores agradecemos la colaboración de Juliana Pancechi, Felipe Pancechi y Jorge Viera en la realización de los muestreos.

Referencias

- American Public Health Association (APHA). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st ed. American Public Health Association, Washington, DC
- Berón L. 1984. Evaluación de la calidad del agua de los ríos de La Plata y Matanza Riachuelo, mediante la utilización de índices de calidad del agua. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental. Ministerio de Salud y Acción Social, Buenos Aires, p 51.
- Castañé P.M., Sánchez-Caro A. y Salibián A. 2015. Water quality of the Luján river, a lowland watercourse near the metropolitan area of Buenos Aires (Argentina). Environ Monit Assess 187, 645. DOI 10.1007/s10661-015-4882-y
- Mastrángelo M.M., Valdés M.E., Eissa B., Giorgi, A., Sabater, S., Rodríguez-Mozaz, S. 2018. Presencia de compuestos de origen farmacéutico en dos ríos periurbanos de la Pcia. de Buenos Aires (Argentina). VIII Congreso Argentino de Limnología. Luján.
- Salibián A. 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. En: Ware GW (Editor). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Volume 185: 35-65.
- Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M. y Morgan, R.P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. J. N. Am. Benthol. Soc., 24(3):706-723.



Determinación de nutrientes y plaguicidas de uso actual en la laguna La Brava: bases científicas para la gestión del ambiente

Mirta L. Menone¹, Sandra K. Medici², Pedro Platz³, Lucas R. Lombardero¹ y Ester C. Zamuner⁴

¹ Laboratorio de Ecotoxicología, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC), FCEYN, UNMDP-CONICET. Funes 3350. 7600 Mar del Plata. Argentina.

² Fares Taie Instituto de Análisis – Magallanes 3019, Mar del Plata (7600), Buenos Aires, Argentina.

³ Gestión Ambiental Municipalidad de Balcarce

⁴ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226, km 73,5. Balcarce, Buenos Aires. Argentina.

Email: mirta.menone@gmail.com

RESUMEN

La laguna La Brava (37° 53' S, 57° 59' O) está rodeada de agricultura extensiva, y por ello expuesta al uso de agroquímicos. Ha sido declarada "Paisaje Protegido" recientemente, un status que requiere de medidas de protección del ambiente. El objetivo de este trabajo fue generar datos científicos sobre nutrientes y plaguicidas para asesorar al municipio, encargado de generar un plan de manejo ambiental. Se analizó el aporte de nutrientes de los campos a la laguna: nitrógeno inorgánico (N- NO₃) y fósforo disponible (Pd), observándose en sedimentos de algunos sitios un incremento progresivo de la concentración de ambos nutrientes en Agosto y Diciembre de 2018 y Marzo de 2019. Los plaguicidas detectados en suelo, sedimento y agua superficial fueron los insecticidas clotianidina, imidacloprid y lambda-cialotrina, fungicidas azoxistrobina y carbendazim y el herbicida glifosato y su metabolito AMPA. La correspondencia entre cultivos y plaguicidas detectados (papa- imidacloprid/ soja- carbendazim) alerta sobre las medidas necesarias para minimizar el riesgo ecológico del área.

Palabras claves: NUTRIENTES - AGROQUÍMICOS - PLAN DE MANEJO AMBIENTAL

Introducción

Según Navarrete *et al.* (2005), el desarrollo de la agricultura en la Argentina, principalmente en la subregión denominada pampa húmeda, está asociado con el ingreso de nuevas tecnologías, la expansión de las fronteras agrícolas, la sostenibilidad ambiental y el aumento de la actividad ganadera. Dentro de esta incorporación de nuevas tecnologías se incluye la aplicación de agroquímicos, que tienen capacidad de infiltrarse y transportarse superficialmente hasta cuerpos de agua adenaños donde pueden resultar tóxicos de forma aguda o crónica para organismos que allí habitan. La laguna La Brava se encuentra en la provincia de Buenos Aires a 25 km de la ciudad de Balcarce. Este cuerpo léntico eutrófico ha mostrado indicios de degradación ambiental; se informaron valores de amoníaco al límite de lo reglamentado para la protección de la biota en

la columna de agua, asimismo, se han registrado eventos de mortalidad masiva de peces en verano desde el 2001 hasta la actualidad, asociados a floraciones de cianobacterias (Díaz y Colasurdo, 2008; Menone, 2009). Las fuentes principales de contaminación de La Brava son las actividades agrícola- ganaderas como el cultivo de soja, girasol, trigo, maíz, cebada y papa, entre otros. Esto supone un área que se encuentra altamente expuesta al uso de agroquímicos y productos veterinarios. Distintos estudios en la laguna mostraron la presencia de compuestos tales como 2,4-D, atrazina, dicamba, azoxistrobina, tebuconazol, carbendazim (Corcoran *et al.*, 2017); y la persistencia de herbicidas (Bedmar *et al.*, 2006).

Este ambiente fue declarado en 2018 Paisaje Protegido por Ley Provincial 15.095, situación que impone al municipio de la ciudad de Balcarce la elaboración y control de un plan de

manejo. Así, sobre la base de los antecedentes mencionados y bajo la hipótesis de que hay un aporte antropogénico de nutrientes y plaguicidas de uso actual a dicha laguna, el objetivo de este trabajo fue generar datos científicos sobre nutrientes y plaguicidas con los cuales asesorar al gobierno. Particularmente se realizaron muestreos de suelo, sedimento y agua superficial para analizar las concentraciones de nitrógeno, fósforo y residuos de plaguicidas de uso actual.

Materiales y Métodos

Muestreo

Se tomaron muestras ($n=3$) de cada matriz: suelo del centro del lote (Suelo lote), suelo del borde del arroyo (Suelo borde), sedimento y agua superficial, en el arroyo afluente El Peligro (sitios 1 y 2, $37^{\circ} 53' 53,77''$ S $58^{\circ} 0' 25,58''$ O y $37^{\circ} 54' 0,76''$ S $58^{\circ} 0' 24,17''$ O, respectivamente) y el afluente Tajamar (sitio 3, $37^{\circ} 53' 10,09''$ S $57^{\circ} 57' 47,88''$ O) en tres momentos del año: Agosto- 2018, previo a la aplicación masiva de agroquímicos; Diciembre- 2018 durante el pico máximo estimado de presencia de los mismos; y Marzo- 2019, post-aplicaciones.

Análisis

La determinación de Nitrógeno Inorgánico (N- NO_3) y Fósforo disponible (Pd) se realizó bajo las metodologías de Bremner (1965) y Bray y Kurtz (1945), respectivamente. La cuantificación de plaguicidas se realizó utilizando un equipo UPLC-MS/MS (Waters Xevo TQS-microTM) en el Fares Taie Instituto de Análisis, siendo los límites de detección de los plaguicidas: glifosato y su metabolito AMPA $0,1 \mu\text{g/Kg}$ y de los insecticidas organofosforados, carbamatos, piretroides y neonicotinoides y fungicidas (multiresiduos) de $1 \mu\text{g/L}$.

Resultados

Nutrientes

En sedimentos, tanto para Pd como para N- NO_3 , el sitio 3 mostró los valores máximos en relación a los otros puntos de muestreo y, asimismo, se observó un incremento progresivo de la concentración de ambos nutrientes desde Agosto a Marzo (figuras 1 y 2). En cambio, en las muestras de suelo (tanto en lote como en

borde), el mes donde se observaron los niveles más altos de Pd y N- NO_3 fue Diciembre, sitio con cultivo de papa (sitio 3) en comparación a los de soja (sitios 1 y 2) (figuras 1 y 2). En agua, los niveles de Pd estuvieron por debajo del límite de detección tanto en Diciembre y en Marzo, mientras que en Agosto se detectaron hasta $0,36 \pm 0,02 \text{ ppm}$. En esta misma matriz los valores máximos de N- NO_3 se observaron en el sitio 2 (cultivado con soja) a lo largo del estudio. Además, el sitio 1 fue el único que mostró una variación temporal, siendo Diciembre el mes donde se encontraron los niveles más altos.

Plaguicidas

Los suelos analizados poseen un contenido de materia orgánica promedio en el rango 2,56-5,72%. En ellos se detectó la presencia de residuos de plaguicidas en diciembre, predominando el neonicotinoide clotianidina en el sitio 1, el fungicida azoxystrobina en el sitio 2 y los insecticidas lambdacialotrina e imidacloprid en el sitio 3. En los sedimentos se detectó en agosto, azoxystrobina (valor máximo: $2 \mu\text{g/Kg}$) en los sitios 1 y 2 y carbendazim ($27 \mu\text{g/Kg}$) en el sitio 3; mientras que en diciembre se halló en este último sitio imidacloprid ($66 \mu\text{g/Kg}$). En el agua superficial se detectaron en agosto residuos de glifosato y su metabolito AMPA en el sitio 1, mientras que en diciembre y marzo predominó el imidacloprid en el sitio 3 ($10\text{--}1 \mu\text{g/L}$). En marzo también se detectó el herbicida clorprofam en los sitios 1 y 2.

Discusión

Al observar los datos de sedimento y suelo se visualiza una correspondencia en el sitio 3 entre el mayor nivel de nutrientes en suelo (Diciembre) con el mayor contenido de nutrientes en el sedimento en Marzo. Este desfase temporal correspondería al transporte desde el suelo al sedimento que se daría a partir de la escorrentía. Los meses previos a Noviembre - Diciembre se observaron niveles menores de precipitación, en comparación a Marzo donde se registraron las mayores lluvias vinculándose así al aumento de nutrientes en sedimento. En cuanto a los residuos de plaguicidas detectados se observó una correspondencia entre los cultivos de los campos aledaños y los compuestos detectados.

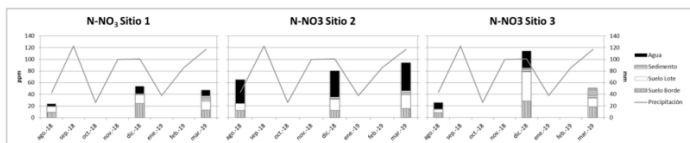


Fig. 1. Niveles de nitrógeno inorgánico (N-NO₃) en las distintas matrices analizadas.



Fig. 2. Niveles de fósforo disponible en las distintas matrices analizadas

Así, en el mes de agosto, en el sitio 1, se detectaron el herbicida glifosato y su metabolito AMPA en el agua y el fungicida azoxystrobina en el sedimento, ambos contaminantes aplicados en el cultivo de soja aledaño. Por otra parte, tanto en diciembre como en marzo se detectaron niveles significativos de imidacloprid en el sitio 3 (tanto en agua como en sedimento en diciembre, y en agua en marzo). Este compuesto se utiliza masivamente hoy en Argentina, y particularmente en la zona para combatir insectos en el cultivo de papa, siendo relevante su presencia dado que es un compuesto prohibido en Europa desde el 2013 por su vinculación a la desaparición de colmenas de polinizadores como *Apis mellifera* (EFSA, 2013). Otro compuesto que merece atención es el carbendazim, dado que un trabajo reciente en el área demuestra que este fungicida es el que más contribuye al riesgo ecológico dentro de los plaguicidas de uso actual (Iturburu et al., 2019).

Los resultados obtenidos demuestran un aporte de nutrientes y plaguicidas del entorno a la laguna La Brava, siendo el puntapié inicial de un monitoreo que contribuirá a establecer el programa de manejo del área.

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado gracias al aporte del Fares Taie Instituto de Análisis que realizó las determinaciones químicas. Los subsidios: EXA 899/18 and EXA 900/18 de UNMDP fueron utilizados para las campañas de muestreo. Gracias al Ing. Marino Puricelli por su aporte en el establecimiento de los sitios de muestreo y al Dr. Gastón Iturburu y la Srta. Rosalía Giubileo por su asistencia técnica en el campo.

Referencias

- Bedmar F., Perdigon J.A. y Monterubbianesi M.G. 2006. Residual phytotoxicity and persistence of chlorimuron and metsulfuron in soils of Argentina. *Journal of Environmental Biology*, 27: 175-179.
- Bray R.H. y Kurtz L. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Science*, 59: 39- 45.
- Bremner J.M. 1965. Inorganic forms of nitrogen. P 1179-1237. En CA Black et al. (Eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU.
- Corcoran S., Menone M., Amé M., Lukaszewicz G., Garanzini D., Iturburu G. y Metcalfe C. 2017. Detection of current- use pesticides in Argentinian surface waters using polar organic chemical integrative samplers (POCIS). SETAC Latin America 12th Biennial Meeting, Santos- Brasil, 78.
- Díaz O. y Colasurdo V. 2008. Nuestras lagunas de la Región Pampeana. Editorial UNICEN, Tandil.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2013. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance imidacloprid. *EFSA Journal*, 11:3068.
- Iturburu F.G, Calderón G., Amé V. y Menone M.L. 2019. Ecological Risk Assessment (ERA) of pesticides from freshwater ecosystems in Pampas region of Argentina: legacy and current use chemicals contribution. *Science of the Total Environment*, 691: 476- 482.
- Menone M.L. 2009. El valor científico de la Laguna La Brava. En: Massone, H. (eds.) Cuenca de Laguna La Brava. Un laboratorio natural del medio biofísico. Editorial Libros del Espinillo. Bs. As. 15-26.
- Navarrete D.M., Gallopín G., Blanco M. et al. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda Argentina y sus consecuencias en regiones extra-pampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. *CEPAL*.



Evaluación del estado ecológico de humedales del Delta sometidos a distintas modalidades ganaderas

Mesa Leticia¹, Montalto Luciana^{1,2} y Quintana Rubén³

¹ Instituto Nacional de Limnología (INALI – UNL – CONICET) – Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, (CP3000), Santa Fe, Argentina.

² Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral (UNL) – Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, (CP3000), Santa Fe, Argentina.

³ Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de San Martín, (3iA).

Email: letimesa@hotmail.com

RESUMEN

Durante los últimos años, la intensificación de la ganadería, sumada al desarrollo de infraestructura orientada al manejo del agua y a la accesibilidad, ha generado cambios drásticos en los humedales. El objetivo de este trabajo fue analizar el estado ecológico de los humedales del Delta sujetos a diferentes modalidades ganaderas y bajo cambios relacionados con el manejo de agua. Se tomaron muestras de invertebrados en 28 sitios con una red D de malla de 200 µm. Los valores de riqueza y diversidad variaron entre tipos de humedales y modalidades ganaderas, con valores máximos en los bañados. Los valores de diversidad fueron significativamente mayores en el mes de noviembre en comparación con julio. Los taxones tolerantes fueron dominantes en abundancia relativa en ambos meses. Los valores del IBCRIO mostraron que los sitios poseen una calidad de agua entre regular y buena, con solo un sitio de mala calidad. Los resultados del índice indicarían que las modificaciones antrópicas a los que los humedales se encuentran sujetos, no generarían cambios drásticos de su calidad ecológica.

Palabras claves: GANADERÍA VACUNA Y BOVINA – HUMEDALES - ÍNDICES BIÓTICOS.

Introducción

Hasta hace pocas décadas, la mayoría de los humedales de la Argentina estaban relativamente libres de los impactos derivados de las actividades humanas. Durante los últimos años, la intensificación de algunas actividades productivas como la ganadería, generó cambios drásticos en los humedales. Los cambios en las modalidades ganaderas se asociaron al desarrollo de una importante infraestructura orientada principalmente al manejo del agua y a la accesibilidad (canales, terraplenes y diques, entre otros). Estas obras cambian significativamente las condiciones ecológicas de los humedales ya que modifican el régimen hidrológico (impidiendo el normal flujo de agua y alterando la periodicidad de inundaciones, entre otras) (Bó et al., 2010; Quintana et al., 2014). En los últimos años, algunos productores comenzaron a introducir búfalos de la India (*Bubalus bubalis*) bajo la premisa de que esta especie sería más compatible con las condiciones del humedal que el ganado

tradicional (Quintana et al., 2014). En este contexto, el objetivo de este trabajo fue analizar el estado ecológico de los humedales del Delta sujetos a diferentes modalidades ganaderas (vacuna y de búfalo).

Metodología

Se tomaron muestras de invertebrados bentónicos en 28 sitios entre bañados y canales con y sin modificaciones hidrológicas y sujetos a uso ganadero vacuno y bubalino. Las muestras fueron tomadas con red D de 200 µm de abertura de malla. La red fue desplazada sobre una longitud de 30 metros en el centro del humedal, incluyendo el sedimento de fondo y recorriendo todos los hábitats existentes. Las muestras de invertebrados fueron fijadas en formol al 10%, teñidas con eritrosina, separadas bajo lupa Circolight de 4x y luego conservadas en alcohol al 70%. Los invertebrados colectados se identificaron al menor nivel taxonómico posible (Brinkhurst y Marchese 1992, Lopretto y Tell 1995, Domínguez y Fernández 2009, Trivinho-Strixino, 2011, entre otros).

Para el muestreo de julio de 2018, *Oligochaeta* fue identificado a nivel de especie, mientras que en el muestreo de noviembre sólo se registró la abundancia de este taxa ya que actualmente se está finalizando la identificación taxonómica de este grupo zoológico.

Para evaluar el estado ecológico de los humedales se utilizó el índice ICBRIO. La elección de este índice se basa en que es un índice multimétrico lo cual permite obtener un resultado integrado de diferentes mediciones. Para el cálculo se consideraron los siguientes índices parciales:

1. Riqueza (S), siendo la suma de todas las categorías taxonómicas encontradas en la muestra, es decir de todos los taxa o taxones identificados.

2. Diversidad taxonómica (Shannon-Wiener, H'); $H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$, donde p_i es la abundancia en proporciones de cada especie.

3. Riqueza de taxa sensibles (Ssens), en este índice fueron considerados sensibles *Hyalella curvispina* (Amphipoda: Crustacea), *Hydroida* (Cnidaria); *Tanytus punctipennis* y *Tanytarsus obricidae* (Diptera, Chironomidae); los anélidos acuáticos de los géneros *Bratislavia* y *Pristina* (Oligochaeta). Para ello se tuvo en cuenta a Barbour et al (1999), Rodrigues Capítulo et al., (2001) y Marchese y Ezcurra (2006).

4. Dominancia de grupos tolerantes (T/DT), fueron considerados tolerantes, Turbellaria (Platyhelminthes), Nematoda, Copepoda, Ostracoda, Hirudinea, Acari, *Physa* (Mollusca: Gastropoda), Cladocera, larvas de insectos tales como *Ceratopogonidae* (Diptera), *Ablabesmya* (Karelia), *Coelotanytus*, *Chironomus* gr. *decorus*, *Polypedilum*, *Parachironomus*, *Goeldichironomus* y *Cryptochironomus* (Diptera: Chironomidae), *Stratiomyidae* (Diptera), Tipulidae (Diptera), Tabanidae (Diptera), Culicidae (Diptera), Ephydriidae (Diptera), los coleópteros Dysticidae, Hydrophilidae, Noteridae (Coleoptera), los heterópteros Corixidae (Heteroptera) y los oligoquetos *Limnodrilus*, *Aulodrilus*, *Bothrioneurum*, *Dero*, Megadrili, *Nais*, *Stilaria*, *Slavina*, Enchytraeidae (Annelida: Oligochaeta).

Se realizaron comparaciones de diversidad y riqueza de especies entre meses de muestreo julio (invierno) y noviembre (primavera) de 2018 mediante un test de Wilcoxon (Programa R).

Resultados y consideraciones finales

Los taxones dominantes comunes (abundancia relativa, AR>5%) correspondientes al mes de

julio (considerando oligoquetos) fueron *Chironomus* sp., *Aulodrilus pigueti* (AR=7%), Nematoda y *Dero* sp (AR=26%), mientras que en el mes de noviembre, *Tanytarsus* sp. (AR=5%), Hirudinea, *Ablabesmya*, Nematoda, Planorbidae y *Hyalella* (AR=13%) fueron los taxones más abundantes (Tabla 1).

Los valores de riqueza (R) de invertebrados en los diferentes humedales en el mes de Julio (incluyendo los oligoquetos) presentaron un mínimo valor en un canal y un bañado con manejo vacuno y bubalino respectivamente (11 y 12 taxa, S15 y S20); y el mayor valor en un bañado con dique y uno canalizado, ambos con uso vacuno (25 y 24 taxones, S5 y S17, Tabla 1). Los valores de diversidad en este mes oscilaron entre 0.21 y 2.3, con el valor más altos en un canal con dique (Tabla 1). Asimismo, durante el mes de noviembre, y sin considerar a los taxones de *Oligochaeta*, el menor número de taxones se presentó en un canal y un bañado con dique y uso vacuno (R=3 y 4, S12 y S18), mientras que el mayor valor de esta variable fue registrado en dos bañados con canalizaciones y dique (R= 22 y 23; S17 y S5, Tabla 1). Asimismo, al comparar ambos meses, los valores de R no fueron significativamente diferentes ($P>0,05$), mientras que los valores de diversidad fueron significativamente mayores en el mes de noviembre en comparación con julio ($P<0,01$, Tabla 1). En el mes de Julio (considerando los oligoquetos), los taxones tolerantes fueron los dominantes, con una abundancia relativa mayor al 89% en todos los sitios de muestreo excepto en uno (S9). Asimismo, en el mes de noviembre (sin considerar oligoquetos), se observó una dominancia de taxones tolerantes en todos los sitios (abundancia relativa >60%) excepto 3 sitios, un bañado natural con uso bubalino, dos canales con dique (S3, S6, S4), donde los taxones sensibles son dominantes. La aplicación del índice ICBRIO muestra que los sitios poseen una calidad del agua de regular y buena, con solo un sitio (S18) de mala calidad (Tabla 1). Los resultados correspondientes, tanto de riqueza, diversidad y porcentaje de taxones tolerantes y sensibles relativos al mes de noviembre pueden verse modificados cuando se finalice la identificación de los oligoquetos a nivel de especie. La dominancia de taxones tolerantes en todos los sitios puede relacionarse con el manejo del ganado en estos humedales, el cual aporta materia orgánica por medio de las heces, generando condiciones de eutrofia (Mesa et al., 2015). Este impacto se magnifica con la reducción de macrófitas por pastoreo y efectos mecánicos debido al pisoteo del ganado

(Magnano, 2013). Los resultados del ICBRIO aplicados indicarían que las modificaciones antrópicas a los que los humedales se encuentran sujetos no estarían generando cambios drásticos de la calidad ecológica de los humedales. Se sugiere que la calidad del agua del humedal sea evaluada estacionalmente y de manera continua, debido a que las diferencias en temperatura tendrán un efecto directo y actuarán en forma simultánea con la modificación antrópica a la que se encuentre sujeto el sistema acuático.

Tabla 1. Valores de riqueza de especies, diversidad, riqueza de especies sensibles, relación entre densidad de tolerantes/densidad total y resultados del índice de ICBRIO. Códigos de los sitios: Número de sitio, tipo de humedal (B: bañado, C: canal, A: arroyo; Tipo de manejo: B: bubalino, V: vacuno; con o sin modificaciones de manejo de agua: N: natural, D: dique, C: canalizado, y primeras 3 letras del nombre del campo.

	Riqueza total	Diversidad de Shannon	Riqueza de sensibles	T/D/T	ICBRIO
20BBNCad(Jul)	11	1,05	4	0,97	regular
9BVNCer(Jul)	17	0,95	1	1	regular
10BVNCer(Jul)	17	0,59	3	1	regular
9BVNCer(Jul)	20	2,3	5	0,56	buena
12BVDBen(Jul)	16	1,07	3	0,99	buena
5BVDGua(Jul)	25	1,89	6	0,9	buena
17BVCSol(Jul)	24	0,45	4	1	buena
4CVDGua(Jul)	17	1,85	4	0,89	buena
18CVDGal(Jul)	18	0,53	1	1	regular
16AVCCet(Jul)	17	0,7	3	1	regular
15CVCet(Jul)	12	0,21	1	1	regular
3BBNEstb (Nov)	8	1,34	2	0,59	regular
3BBNEst (Nov)	5	0,76	1	0,1	regular
20BBNCad (Nov)	14	1,92	1	0,92	regular
2BVNEst (Nov)	7	1,05	2	0,59	regular
1BVNEst (Nov)	11	1,02	2	0,97	regular
10BVNCer (Nov)	9	1,81	1	0,55	regular
10BVNCerb (Nov)	13	1,11	2	0,71	regular
9BVNCer (Nov)	5	1,51	0	1	regular
5BVDGua (Nov)	22	2,31	4	0,82	buena
12BVDBen (Nov)	9	1,78	2	0,59	buena
17BVCSol (Nov)	17	1,66	3	0,34	buena
17BVCSolb (Nov)	23	1,4	2	0,67	buena
12BVDBen (Nov)	3	1,04	1	0,4	regular
18CVDGal (Nov)	4	0,49	0	1	mala
6CVDVeg (Nov)	7	1,33	1	0,39	regular
6bCVDVeg (Nov)	11	0,77	2	0,99	regular
4CVDGua (Nov)	9	0,73	2	0,39	regular

Referencias

- Bó R., Quintana R.D., Courtalón P., Astrada E., Bolkovik M.L., Lo Coco G. y Magnano A. 2010. Efectos de los cambios en el régimen hidrológico por las actividades humanas sobre la vegetación y la fauna silvestre del Delta del Río Paraná. Pp. 33-63. En: Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná. Situación, efectos ambientales y marco jurídico (Blanco, D. y Méndez, F.M., eds.). Fundación Humedales/Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Brinkhurst R.O. y Marchese M.R. 1992. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. Colección Climax No 6. Segunda edición 207 pp.
- Domínguez E. y Fernández H.R. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología* (p. 656). Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Lopretto E.C. y Tell G. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. En: *Ecosistemas de aguas continentales*. Ediciones Sur.
- Magnano A., Vicari R., Astrada E. y Quintana R.D. 2013. Ganadería en humedales. Respuestas de la vegetación a la exclusión del pastoreo en tres tipos de ambientes en un paisaje del Delta del Paraná. *RASADEP* 5: 137-148.
- Mesa L.M., Mayora G., Saigo M. y Giri F. 2015. Nutrient dynamics in wetlands of the Middle Paraná River subjected to rotational cattle management. *Wetlands* 35 (6): 1117-1125.
- Quintana R.D., Vicari R., Magnano A y Madanes N. 2014. Resiliencia de humedales frente al cambio climático. En: Los suelos, la producción agropecuaria y el cambio climático: avances en la Argentina (Carla Pascale, Mercedes Zubillaga y Miguel Taboada, eds.). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. (En prensa). ISBN 978-987-1873-24-1.
- Trivinho-Strixino S. 2011. "Larvas de Chironomidae: guia de identificação." São Carlos: UFSCar 1.2.



Arroyos relacionados con cuencas de alto impacto agrícola-ganadero. Modificaciones en concentraciones de nutrientes, biocidas y su relación con la jerarquía limnológica

Leandro Negro^{1,2}, Gisela Mayora¹, Florencia Gutiérrez^{1,2}, Melina Michlig³, María Rosa Repetti³ y Magdalena Licursi¹

¹ Instituto Nacional de Limnología (CONICET – UNL). Ciudad Universitaria – Santa Fe, Argentina.

² Escuela Superior de Sanidad (FBCB – UNL). Ciudad Universitaria – Santa Fe, Argentina.

³ Programa de Investigación y Análisis de Residuos y Contaminantes Químicos (FIQ – UNL).

Santiago del Estero 2654 – Santa Fe, Argentina.

Email: leonegro82@hotmail.com

RESUMEN

Los hidrosistemas asociados a usos agrícola-ganaderos de la cuenca reciben en sus aguas los productos aplicados en la zona de cultivo, modificando tanto factores bióticos como abióticos debido a los cambios en las condiciones físico-químicas, concentraciones de nutrientes y presencia de biocidas. En arroyos cuyas cabeceras se encuentran en zonas de intensa actividad agrícola el impacto es mayor, encontrándose distintas concentraciones de biocidas pero sobre todo altas concentraciones de especies de Nitrógeno y Fósforo, las cuales disminuyen a medida que aumenta la jerarquía del sistema. Los aumentos de caudal y los procesos de autodepuración estarían relacionados con la reducción en las concentraciones de nutrientes que ocurre a medida que aumenta la jerarquía de los arroyos.

Palabras claves: AUTODEPURACIÓN - SISTEMA DEL CHUPINO – MONJE.

Introducción

En la provincia de Santa Fe encontramos arroyos cuyo nacimiento se da por acumulación de aguas provenientes de cuencas impactadas por la actividad agrícola intensiva. Estos confluyen para formar arroyos de mayor orden hasta desembocar en el sistema del tramo medio del río Paraná. El agua que compone estos arroyos puede arrastrar consigo múltiples compuestos utilizados en las actividades agrícolas, ya sea disueltos o adsorbidos al material particulado. Entre estos compuestos encontramos biocidas y fertilizantes, los cuales son periódicamente aplicados con el objetivo de favorecer el crecimiento de los cultivos (Etchegoyen et al., 2019). Las modificaciones producidas en las condiciones abióticas tienen su correlato en las comunidades biológicas (Newman y Unger, 2003). Tanto las concentraciones de biocidas como los desbalances en las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo pueden causar diferentes efectos en las distintas especies, modificando en última instancia a la comunidad toda. Sin embargo, el impacto puede no ser similar en todos los cursos de agua. Las cabeceras, que

nacen inmersas en zonas cultivadas y presentan menor caudal de agua, el cual proviene directamente del lavado de campos, podrían ser sitios más sensibles a los desbalances en las concentraciones de nutrientes y presentar altas concentraciones de biocidas. Los tramos de mayor jerarquía, con mayor caudal de agua y a los cuales esta llega luego de transcurrir por los tramos de menor jerarquía, serían menos sensibles a los cambios, ya que aumentan los fenómenos de dilución, adsorción, degradación, entre otros. El objetivo de este trabajo fue evaluar diferencias en parámetros físico-químicos, concentraciones de nutrientes y concentraciones de biocidas en tramos de distinto nivel de jerarquía limnológica de un hidrosistema cuyo nacimiento se produce en cuencas con alto impacto agrícola.

Materiales y métodos

Los arroyos analizados pertenecen a la cuenca “Del Chupino-Monje”, que nace en el sector oeste de la provincia de Santa Fe y discurre por el centro-sur de la provincia en una transecta oeste-este hasta desembocar en el Río Coronda, dentro del tramo medio del Río

Paraná. Este sistema se compone de 3 cabeceras, los arroyos “Tres Lagunas”, “Las Espigas” y “El Arbolito” (puntos 1, 2 y 3), arroyos de primer orden ubicados entre las localidades de “Las Rosas” y “Las Parejas” (Santa Fe), que confluyen para formar el arroyo “Del Chupino” (Punto 5, segundo orden), el cual también recibe aguas del arroyo “Bajo las Estacas” (Punto 4, primer orden; Punto 6; sector de confluencia entre ambos). Este se une a la “Cañada del Carrizal” (segundo orden, Punto 7) para dar un arroyo de tercer orden sin modificación de nombre (Cañada del Carrizal luego de la confluencia con el arroyo “Del Chupino”, punto 8) la cual se une al canal

“Irigoyen” (Primer orden, punto 9) para formar el arroyo “Monje” (tercer orden, punto 10), el cual desemboca en el río Coronda. Los muestreos se hicieron en 5 puntos de arroyos de primer orden, 3 puntos de arroyos de segundo orden y 2 puntos correspondientes a arroyos de tercer orden, durante Febrero de 2018. En dichos ambientes se midieron in situ las variables Conductividad, Sólidos suspendidos, pH, Temperatura y Oxígeno disuelto. Además, se tomaron muestras de agua para la determinación de concentraciones de $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$, NH_4^+ , PRS, SiO_2 , N y P total y concentraciones de plaguicidas (Análisis de más de 146 compuestos y sus metabolitos).



Fig. 1: Imagen satelital del sistema “Del Chupino-Monje” con referencia de los puntos de muestreo

Resultados

Los arroyos del sistema “Del Chupino-Monje” mostraron en toda su extensión altos valores de conductividad (entre 4,98 y 9.18 mS) y valores de pH neutro-alcalinis (entre 7,83 y 8.63) (Tabla 1).

Tabla 1: Datos físico-químicos de los arroyos en los puntos muestreados

	Cond (mS)	TSS (g/L)	pH	Tem p (°C)	O2 (mg/L)
P1	5.55	2.68	8.34	29.4	14.86
P2	9.7	4.69	8.36	30.9	20.31
P3	6.67	3.32	8.43	28.3	15.78
P4	4.98	1.97	8.63	27.3	13.41
P5	6.07	1.00	7.83	25.4	5.83
P6	5.54	3.16	8.19	21.5	11.69
P7	9.18	5.21	8.28	21.8	9.84
P8	6.43	3.2	8.41	28.4	12.1
P9	8.81	4.56	8.39	26.1	13.22
P10	6.97	3.43	8.27	23.9	11.79

Los arroyos de primer orden (Puntos 1, 2, 3 y 4) presentaron mayores concentraciones de Amoníaco, Nitratos y Nitritos, Fósforo reactivo soluble, Nitrógeno Total y Fósforo Total. En los sistemas de segundo y tercer

orden los valores de Nitrógeno y Fósforo se redujeron, encontrándose por debajo de los límites de detección (Tabla 2)

Tabla 2: Concentraciones de nutrientes en los diferentes puntos de muestreo

Punto	N- NH ₄ ⁺ µg/L	N-NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ µg/L	PRS µg/L	SiO ₂ mg/L	NT µg/L	PT µg/L
1	3680	1490	1284	29	10156	3428
2	643	1371	119	29		181
3	68	704	35	34		347
4	8	23	1072	37	1573	2094
5	n/d	n/d	n/d	29	250	502
6	n/d	n/d	n/d	28	n/d	n/d
7	n/d	n/d	25	19	n/d	n/d
8	31	n/d	n/d	17	n/d	n/d
9	n/d	n/d	n/d	24	n/d	n/d
10	n/d	n/d	n/d	17	n/d	n/d

Distintos biocidas fueron encontrados en todos los puntos de muestreo, siendo la atrazina, el glifosato y su metabolito de degradación (AMPA) los que presentaron mayor frecuencia. Además se encontraron diversos fungicidas e insecticidas (Tabla 3).

Tabla 3: Concentraciones de biocidas en los diferentes puntos de muestreo.

Punto	Biocidas	Concentración (ng/L)
1	2,4-D	80.0
	ACETAMIPRID	12.5
	ATRAZINA	472.0
	AZOXISTROBINA	106.7
	CARBENDAZIM	18.4
	CIPROCONAZOLE	69.3
	METOXIFENOZIDE	33.2
	METOLACLORO	200.0
	TEBUCONAZOLE	152.0
2	GLIFOSATO	6900.0
	AMPA	1300.0
3	ATRAZINA	10.0
	AMPA	200 (<LC)
4	AZOXISTROBINA	10.0
	GLIFOSATO	600.0
	AMPA	300 (<LC)
5	ATRAZINA	28.8
	AZOXISTROBINA	10.4
	TEBUCONAZOLE	22.7
	GLIFOSATO	200 (<LC)
	AMPA	500 (<LC)
6	ATRAZINA	125.3
	AZOXISTROBINA	14.1
	BENTAZONA	18.7
	CIPROCONAZOLE	13.2
	DIAZINON	3.5
	METOLACLORO	6.9
	TEBUCONAZOLE	23.2
	GLIFOSATO	600.0
	AMPA	300 (<LC)
7	AZOXISTROBINA	10.0
8	2,4-D	38.7
	ATRAZINA	17.9
	AZOXISTROBINA	5.3
	GLIFOSATO	200 (<LC)
	AMPA	300 (<LC)
9	TEBUCONAZOLE	44.0
10	ATRAZINA	9.9
	METOLACLORO	4.3
	PIRACLOSTROBIN	2.0

Discusión

Los arroyos asociados a cuencas caracterizadas por un alto uso agrícola presentan aguas cuya calidad se ve modificada por los compuestos que migran desde el campo. El sistema "Del Chupino-Monje", que durante todo su curso está rodeado de tierras cultivadas, presenta en toda su extensión concentraciones de distintos biocidas, los cuales tendrán su efecto sobre las comunidades bióticas. A excepción de la presencia en múltiples puntos de herbicidas, particularmente atrazina y glifosato, el tipo y concentración de biocida presente en cada punto estaría

más relacionado con los compuestos aplicados en las distintas parcelas, sin observarse tendencia general. En algunos casos en los tramos de mayor jerarquía se observan mayores concentraciones de plaguicidas que en las cabeceras, ya que confluyen aguas de estos tramos impactados (Schulz et al., 2001). Ese efecto acumulativo no fue observado en este caso. En cuanto a los valores de nutrientes los arroyos de primer orden se verían muy afectados debido a que las aguas que los componen provienen directamente del escurrimiento de los campos, arrastrando los compuestos (especies de Nitrógeno y Fósforo) a sistemas lóticos de poco caudal. Estos nutrientes serían retenidos con el transcurrir de las aguas, por lo cual no fueron detectados en los tramos de mayor caudal. La asimilación por organismos fotosintéticos suele ser reconocida como una importante causa de la disminución en las concentraciones de nutrientes aguas abajo (Hunter, 2012).

Conclusiones

El sistema "Del Chupino-Monje" está impactado por las actividades agrícolas de la cuenca en todo su tramo, ya que se evidencian concentraciones de biocidas en toda su extensión. El impacto por nutrientes se evidencia mayormente en los tramos de primer orden, caracterizados por menores caudales. Los esfuerzos de protección y manejo de la cuenca deberían aumentarse en todo el tramo del sistema y mayormente en aquellos de primer orden, que son más vulnerables a las modificaciones antrópicas.

Referencias

- Etchegoyen M.A., Ronco A.E., Almada P., Abelando M. y Marino D.J. 2017. Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 189, 63.
- Newman M.C. y Unger M.A. 2003 *Fundamentals of Ecotoxicology*. Lewis publishers, Florida.
- Schulz R. 2001. Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchard into the Lourens river, Western Cape, South Africa: Importance of a single event. *Water Research* 35(8): 1869 – 1876.
- Hunter H.M. 2012. *Nutrients and herbicides in groundwater flows to the Great Barrier Reef lagoon: processes, fluxes and links to on-farm management*. ISBN: 978-1-7423-0969



OPTIMOS PRIME: Un paquete en R para el cálculo de información autoecológica (Óptimos y rangos de tolerancia)

María Mercedes Nicolosi Gelis¹, Joaquín Cocher¹ y María Belén Sathicq¹

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET- UNLP) – Blvd 120 (1900), La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Email: mercedesnicolosi@ilpla.edu.ar

RESUMEN

El cálculo de datos autoecológicos, como los rangos óptimos y tolerancias a ciertas variables ambientales, puede ser útil para establecer la distribución y la abundancia de las especies. Estos cálculos, aunque matemáticamente no son complejos, son propensos a errores cuando se utiliza una base de datos grande. Presentamos un paquete R ("optimos.prime") que utiliza datos de abundancia de las especies y datos ambientales para calcular el valor óptimo y el rango de tolerancia de cada especie para cada factor ambiental, utilizando promedios ponderados. Además, el paquete puede crear gráficos para mostrar los resultados. Usando como modelo una base de datos de fitoplancton, ejemplificamos el uso del paquete R y sus funciones. También se proporciona una versión independiente para Windows, y el código fuente y los documentos están disponibles gratuitamente en GitHub para fomentar el trabajo colaborativo.

Palabras claves: **ÓPTIMOS ECOLÓGICOS - RANGOS DE TOLERANCIA - TRABAJO COLABORATIVO**

Introducción

Cuando se utilizan organismos como indicadores de las condiciones ambientales, un aspecto clave a considerar es la combinación de variables ambientales que son óptimas para su existencia, desarrollo, crecimiento y reproducción (Verbitsky y Verbitskaya, 2007). Estos aspectos dependen principalmente de los factores ambientales, y el éxito reproductivo de la especie está relacionado con un "óptimo ecológico" (Ter Braak y Smilauer, 1998; Battarbee et al., 2010). Sin embargo, en los ecosistemas naturales, el óptimo ecológico incluye no solo un valor puntual único, sino también las oscilaciones de la variable en torno a este valor, y para cada variable ambiental hay límites superiores e inferiores, por encima y por debajo de los cuales es menos probable que sobreviva el taxón. Estos límites constituyen su rango de tolerancia (Huggett, 2004; Smith y Smith, 2009; Cristóbal et al., 2014). En este sentido, el conocimiento de la información autoecológica puede ser muy útil en la interpretación de la distribución y la presencia/ausencia de diferentes taxones en diferentes entornos (Clarke et al., 2006; Licursi et al., 2010).

El enfoque más común utilizado para su cálculo es el promedio ponderado, que utiliza el número de ocurrencias para ajustar la tolerancia asignada a cada taxón para estimar los óptimos y el rango de tolerancia en los casos en que los taxones tienen ocurrencias desiguales (Birks et al., 1990).

El cálculo de características autoecológicas, tales como los óptimos y tolerancias específicos. En estudios limnológicos, por ejemplo, han sido de utilidad para reconstruir condiciones ambientales pasadas (e/s.: Miettinen et al. 2005; Holden et al. 2008), para estimar las condiciones limnológicas contemporáneas (Meador et al. 2008; Licursi et al. 2010; Sathicq 2017), o para establecer estándares de calidad de agua (Kattel 2012; Arva et al. 2017).

Los datos autoecológicos confiables se pueden obtener sólo a partir de conjuntos de datos con un gran número de observaciones que representen un amplio espectro de condiciones ambientales (Potapova y Charles, 2003), y su cálculo puede ser propenso a errores, particularmente cuando hay también un número significativo de especies. OPTIMOS PRIME es un script en R de código abierto para facilitar el cálculo de los valores óptimos y rangos de tolerancia ecológicos para cada especie

presente en un conjunto dado de variables ambientales, basándose en el procedimiento de promedios ponderados mencionado anteriormente. OPTIMOS PRIME se desarrolla en R, ya que este lenguaje ha ganado popularidad como herramienta analítica en las ciencias ecológicas (por ejemplo: Dixon, 2003; Colchero et al., 2012; Metcalf et al., 2012; Revell, 2012), aunque también dejamos a disposición una versión independiente para Windows en el repositorio de GitHub (<https://github.com/limnolab/Optimos-Prime>). Los usuarios pueden descargar libremente una versión estable del paquete desde el sitio web de CRAN (<https://cran.r-project.org/web/packages/optimos.prime>). Además, el desarrollo de OPTIMOS PRIME se gestiona a través de GitHub para fomentar el desarrollo colaborativo.

Tipos de datos de entrada

Para el cálculo se requiere dos marcos de datos de entrada (*data frames* en la terminología R). El primer marco de datos ("Datos ambientales") contiene todos los valores para todos los parámetros ambientales medidos (filas) en las muestras o sitios de muestreo (columnas). Los datos faltantes se deben dejar en blanco. El segundo marco de datos ("Datos de especies") contiene la abundancia relativa de cada especie (filas) en cada una de las muestras o sitios de muestreo (columnas). En ambos casos la primera fila debe contener los nombres de los sitios, y la primera columna debe contener los nombres de los parámetros ambientales o especies, que luego se usarán como etiquetas predeterminadas para los gráficos. Estos marcos de datos se pueden cargar en R o importar en R desde un archivo de valores separados por comas (CSV) creados en cualquier planilla de cálculos (por ejemplo, Microsoft Excel). Si cuando se ejecuta la función no se especificaron los nombres de los marcos de datos, se le solicitará al usuario que seleccione un archivo CSV desde un cuadro de diálogo.

Funciones

Hay tres funciones en el paquete OPTIMOS PRIME. La función *op_calculate()* utilizará los marcos de datos ambientales y de especies para calcular el rango óptimo y de tolerancia para cada especie para cada variable ambiental. La función tiene parámetros para definir si las matrices ya se encuentran convertidas a log₁₀ ("islog10") o si son valores de abundancias

relativas ("isRelAb"). Las ecuaciones utilizadas para calcular los promedios y los desvíos estándar ponderados son las descritas por Potapova y Charles (2003). Los resultados del análisis se colocan en el marco de datos "results_op", que se puede ver usando "View(results_op)", como se muestra en la Figura 1.



Species	Conductivity (uS/cm)	Conductivity (uS/cm) - HIGH	Conductivity (uS/cm) - LOW	pH	pH - HIGH	pH - LOW
1. pagania subultrium	268.8938	388.3398	227.4282	7.391951	7.673098	7.121105
2. Komagathia coccinellum	268.7511	404.2379	233.8201	7.341318	6.918907	7.598420
3. Merismopoda plicata	188.1489	488.2012	388.8003	8.179880	6.914884	7.930356
4. Merismopoda tenuisoma	118.1435	381.9977	267.3900	8.580454	8.986934	8.183779
5. Microcystis aeruginosa	1118.2434	1394.1390	368.4186	8.521759	8.931100	8.204689
6. Phormidium luteum	334.0886	531.4032	210.0388	7.654067	8.294012	7.063498

Fig. 1. Ejemplo de tabla resultante del cálculo de óptimos y tolerancias. Primera columna Optimo, segunda columna High (valor mayor del rango de tolerancia), tercera columna Low (valor menor del rango de tolerancia).

También contiene una función *op_lists()* que permite al usuario extraer de los marcos de datos una lista de los nombres de los sitios de muestreo (Lista de sitios), de los nombres de las variables ambientales (Lista de ambientes), de los nombres de las especies (Lista de especies) o una lista única que incluya las tres listas anteriores. Esto se puede usar para verificar si los marcos de datos originales se construyeron de acuerdo con las especificaciones anteriores, o para usar las listas para otras pruebas en R.

Resultados gráficos

La función *op_plot()* proporciona gráficos para todas las especies, mostrando sus óptimos y sus rangos de tolerancia a una determinada variable elegida. Esta función utiliza el marco de datos del resultado obtenido de la función *op_calculate()* como entrada, brinda al usuario la opción de seleccionar qué variable ambiental se quiere mostrar y dibuja un gráfico de oruga interactivo. Esta función depende de otras tres bibliotecas que deben instalarse junto con el paquete OPTIMOS PRIME: *ggplot2*, *tidyverse* y *plotly*. Estas tres bibliotecas deberían instalarse automáticamente cuando se carga OPTIMOS PRIME en R; de lo contrario se pueden obtener desde el repositorio CRAN.

Versión para Windows

Una versión independiente para Windows, independiente de R, también está disponible en el repositorio de GitHub. El software guía al usuario a cargar los datos en el orden necesario. El resultado de la versión de

Windows es similar al marco de datos de resultados del paquete R descrito anteriormente, aunque no incluye una función para crear gráficos. La salida se puede exportar de nuevo a formato CSV, y el software está disponible en inglés y español.

Conclusiones

Presentamos el paquete R de código abierto OPTIMOS PRIME, diseñado para facilitar el cálculo de óptimos y rangos de tolerancia ecológicos para cada especie a un conjunto dado de variables ambientales. El paquete OPTIMOS PRIME contiene una función para calcular los rangos de tolerancia, los óptimos, generar los gráficos de oruga y las listas a partir de los marcos de datos. En el repositorio GitHub del paquete, proporcionamos el código fuente, junto con dos archivos CSV ("environmental_data.csv", "species_data.csv") con datos de ejemplo, que los usuarios pueden descargar para probar el paquete y construir sus marcos de datos. También está disponible en el repositorio de GitHub una versión para Windows para aquellos usuarios no familiarizados con R. El código fuente está disponible públicamente a través de GitHub para fomentar el trabajo colaborativo, bajo licencia pública GNU.

Referencias

- Árva D., Tóth M., Mozsár A. y Specziár A. 2017. The roles of environment, site position, and seasonality in taxonomic and functional organization of chironomid assemblages in a heterogeneous wetland, Kis-Balaton (Hungary). *Hydrobiologia*, 787(1), 353-373.
- Battarbee R.W., Charles D.F., Bigler C., Cumming B.F. y Renberg I. 2010. Diatoms as indicators of surface-water acidity. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, (Ed.2), 98-121.
- Birks H.J.B., Line J.M., Juggins S., Stevenson A. C., y Ter Braak C.J.F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Philos Trans R Soc B* 327:263-278
- Clarke K.R., Somerfield P.J. y Chapman M.G. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(1), 55-80.
- Colchero F., Jones O.R. y Rebke M. 2012. BaSTA: an R package for Bayesian estimation of age-specific survival from incomplete mark-recapture/recovery data with covariates. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 466-470.
- Cristobal E., Ayuso S.V., Justel A. y Toro M. 2014. Robust optima and tolerance ranges of biological indicators: a new method to identify sentinels of global warming. *Ecological research*, 29(1), 55-68.
- Dixon P. 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14(6), 927-930.
- Holden P.B., Mackay A.W. y Simpson G.L. 2008. A Bayesian palaeoenvironmental transfer function model for acidified lakes. *J Paleolimnol* 39:551-566
- Huggett R.J. 2004 *Fundamentals of biogeography*. Routledge, London
- Kattel G.R. 2012. Can we improve management practice of floodplain lakes using cladoceran zooplankton? *River Research and Applications*, 28(8), 1113-1120.
- Licursi M., Gómez N. y Donadelli J. 2010. Ecological optima and tolerances of coastal benthic diatoms in the freshwater-mixohaline zone of the Río de la Plata estuary, 418, 105-117.
- Meador M.R., Carlisle D.M. y Coles J. F. 2008. Use of tolerance values to diagnose water-quality stressors to aquatic biota in New England streams. *Ecol Indic* 8:718-728
- Metcalf C.J.E., McMahon S.M., Salguero-Gomez R. y Jongejans E. 2012 IPMPack: an R package for integral projection models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 195-200.
- Miettinen J.O., Simola H., Gronlund E., Lahtinen J. y Niinioja R. 2005 Limnological effects of growth and cessation of agricultural land use in Ladoga Karelia: sedimentary pollen and diatom analyses. *J Paleolimnol* 34:229-243
- Potapova M. y Charles D.F. 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48(8), 1311-1328.
- Revell L.J. 2012. phytools: an R package for phylogenetic comparative biology (and other things). *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), 217-223.
- Sathicq M.B. 2017. Empleo de descriptores Fitoplanctónicos como biomonitores en la evaluación de la calidad del agua en la costa del río de la Plata (Franja Costera Sur). <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/58915>
- Smith T.M. y Smith R.L. 2009 *Elements of ecology*. Cummings, San Francisco
- Ter Braak C.J.F. y Smilauer P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4).
- Verbitsky V.V.B. y Verbitskaya T.T.I. 2007. Ecological optimum of ectothermic organisms: static-dynamical approach. *Nature Precedings* 2, 1-1.



Uso de cama de pollo como fertilizante en suelos hortícolas y el riesgo de contaminar ambientes acuáticos

Elena Okada¹, Paula Barral¹ y Débora Pérez^{1,2}

¹INTA Centro Regional Buenos Aires Sur. Estación Experimental Agropecuaria Balcarce. Ruta 226 Km 73.5, Balcarce (7620), Buenos Aires, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

Email: okada.elena@inta.gob.ar

RESUMEN

En el cinturón hortícola de Mar del Plata es común la aplicación de cama de pollo como enmienda orgánica. Este tipo de enmienda está constituida por aserrín y guano, y se utiliza principalmente como fuente de carbono, nitrógeno y fósforo. Sin embargo, puede contener plaguicidas y fármacos veterinarios de uso aviar. La aplicación continua de cama de pollo presenta un riesgo de contaminar el suelo, aguas superficiales y subterráneas, ya sea por exceso de nutrientes y/o contaminantes. El objetivo de este trabajo es realizar una evaluación integral de la contaminación producto del uso de cama de pollo dentro la cuenca hortícola del arroyo La Tapera. En primera instancia, se evaluaron los niveles de fósforo y nitratos en suelo, agua superficial y subterránea. A futuro, se estudiarán plaguicidas y fármacos veterinarios que pueden estar siendo incorporados al suelo y los riesgos que presentan de contaminar recursos hídricos dentro de la cuenca.

Palabras claves: CUENCA HORTICOLA - CAMA DE POLLO – CONTAMINANTES.

Introducción

Dentro de la cuenca del Arroyo La Tapera se sitúa gran parte del cinturón hortícola de Mar del Plata, una de las zonas más importantes de producción hortícola de la Argentina. En este tipo de producción intensiva se utilizan una gran cantidad de agroquímicos, tanto plaguicidas como fertilizantes, para asegurar el crecimiento óptimo de los cultivos. Una alternativa accesible y de bajo costo para fertilizar los suelos es la utilización de enmiendas orgánicas (Bolan et al., 2010), ya que se aprovechan los residuos generados en la producción avícola dentro de la misma zona. La utilización de la cama de pollo como fertilizante soluciona en parte el problema de la disposición final de estos residuos. Sin embargo, la aplicación de camas de pollo en lotes bajo cubierta o a campo se realiza sin un tratamiento previo (Riera et al., 2014), lo cual no garantiza su inocuidad y presenta un posible riesgo ambiental. Por un lado, la aplicación sistemática de la cama de pollo puede causar un exceso de nutrientes en el suelo aumentando el riesgo de lixiviado y transporte horizontal hacia cuerpos de agua. A su vez, los residuos avícolas pueden contener otros contaminantes, como plaguicidas (ej. fipronil), metales pesados (ej. cobre, zinc, arsénico) y

antibióticos de uso veterinario (ej. macrólidos, ionóforos, tetraciclinas, entre otros).

El objetivo de este trabajo fue el de evaluar la contaminación asociada al uso de cama de pollo en la producción hortícola dentro de la cuenca del arroyo La Tapera (Partido de Gral. Pueyrredón, Buenos Aires), analizando en principio los niveles de nitratos y fósforos en suelo, agua superficial y subterránea.

Materiales y Métodos

La cuenca del arroyo La Tapera tiene una superficie aproximada de 184 km² y está localizada dentro del partido de Gral. Pueyrredón, cercana a la ciudad de Mar del Plata (Fig. 1). Se tomaron muestras de cama de pollo antes de ser aplicada (n=4) y de suelo (n=13) a distintas profundidades (0-5, 5-10, 10-15 cm) en lotes bajo producción hortícola de establecimientos que realizan comúnmente la aplicación de cama de pollo como fertilizante. A su vez, en cada establecimiento se tomaron muestras de agua subterránea proveniente de la bomba de riego (n=7). También se recolectó agua superficial en 4 sitios del arroyo La Tapera (Fig. 1). Las muestras fueron tomadas entre julio y septiembre de 2018 y se les analizó el contenido en suelo de N-nitrato (N-NO₃⁻) (Bremner y Keeney, 1966) y fósforo (P-

Bray) (Bray y Kurtz, 1945). Para las muestras de agua, el análisis de N-NO_3^- se realizó tomando 2 ml de la muestra de agua y luego se midió por colorimetría utilizando la técnica propuesta en Bremner y Keeney (1965). El P disuelto en agua se midió de acuerdo a Murphy y Riley (1962).



Fig. 1. Cuenca del arroyo La Tapera (línea amarilla), área del cinturón hortícola de Mar del Plata donde se tomaron las muestras de suelo y agua subterránea (rectángulo blanco) y sitios de muestreo de agua superficial arroyo La Tapera (puntos rojos).

Resultados y discusión

Los valores promedio de fósforo y N-NO_3^- en la cama de pollo previo a aplicar al suelo fueron de 249,5 ppm y 274,93 ppm, respectivamente. Los suelos hortícolas con aplicación continua de cama de pollo presentaron una alta concentración de nitratos y fósforo en las 3 profundidades analizadas (promedio general de 40.2 y 219.6 ppm, respectivamente). Estos niveles superan ampliamente aquellos valores encontrados en suelos similares bajo producción extensiva. En general, en suelos agrícolas de la zona donde no se aplica cama de pollo, los valores de fósforo inorgánico no superan los 15 ppm (Sainz Rozas et al., 2011) y los de N-NO_3^- promedian los 10 ppm (Com. personal H. Sainz Rozas) (Fig. 2). El exceso de nutrientes en concentraciones tan elevadas en el suelo representa un riesgo de contaminar el agua de la napa por lixiviación (Costa et al., 2002) y cursos de agua superficial por escorrentía luego de una precipitación fuerte. Un exceso de nutrientes en aguas superficiales puede producir una disminución de la calidad del agua, anoxia y la proliferación excesiva de algas, impactando negativamente a la biodiversidad (Carpenter et al., 2008). Mientras que niveles elevados de nitrato en agua de consumo humano representan un riesgo para la salud de la población (Ward et al., 2018).

Respecto a esto, la mayoría de las muestras de agua subterránea de los lotes analizados presentaron niveles de nitrato superiores al límite permitido en agua potable de 45 ppm (equivalente a 10 ppm N-NO_3^-) establecido por el Código Alimentario Argentino (2012). Por otro lado, los niveles de N-NO_3^- en el agua superficial fueron menores a 2 ppm (Tabla 1). En cuanto a los niveles de fósforo disuelto, en agua subterránea el valor promedio fue de 0,07 ppm ($\pm 0,04$) y en el agua del arroyo de 0,32 ppm ($\pm 0,06$) (Tabla 1). En este caso, se considera que valores de fósforo disuelto mayores a 0.1 ppm en el agua del arroyo presentan un riesgo mayor de eutrofización a los cuerpos de agua receptores (US EPA, 1986).

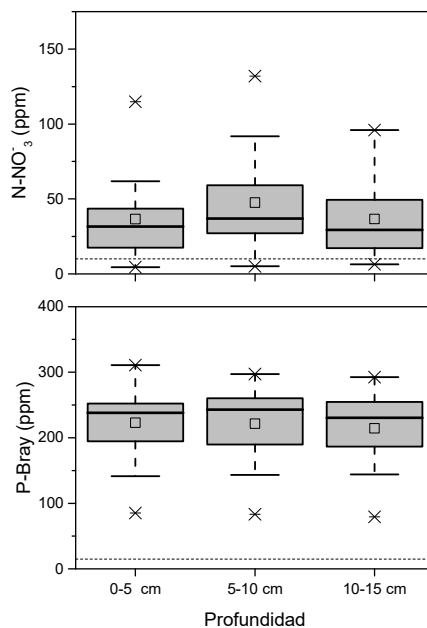


Fig. 2. Niveles de N-nitrato (N-NO_3^-) y fósforo disuelto (P-Bray) en suelos bajo actividad hortícola con historial de aplicación de cama de pollo. Las líneas punteadas representan valores medios encontrados en suelos extensivos de la zona.

Tabla 1. Niveles de N-nitrato (N-NO_3^-) y fósforo disuelto (P) en agua subterránea y agua superficial en la cuenca del arroyo La Tapera.

	N- NO_3^- (ppm)	P (ppm)
Agua subterránea	28,4 ($\pm 44,7$)	0,07 ($\pm 0,04$)
Agua superficial	0,6 ($\pm 0,8$)	0,3 ($\pm 0,06$)

Conclusiones

Los suelos hortícolas estudiados presentaron altos niveles de nitrato y fósforo producto de la aplicación de cama de pollo. Los valores encontrados de nitratos en agua subterránea, aunque elevados, son comunes en la zona rural del sudeste de Bs. As. Aunque la presencia de nitratos en el agua puede ser natural o antrópica, la sobre-fertilización del suelo puede contribuir a una mayor lixiviación de este nutriente (Mompó et al., 1992). Respecto al fósforo, el movimiento por escorrentía de P unido a partículas del suelo podría afectar la calidad de agua superficial. A futuro se estudiarán otras sustancias contaminantes que podrían estar siendo incorporados al suelo por el uso continuo de cama de pollo, tales como plaguicidas y fármacos utilizados en la producción aviar. De esta manera, se analizará de manera integral los riesgos de contaminar los recursos hídricos dentro de la cuenca asociados a la producción hortícola.

Agradecimientos

Este trabajo es financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2016-0576 y PICT 2017-0260). Agradecemos a los productores y dueños de los campos muestreados, a la AER INTA Mar del Plata y a Lab. de Fertilidad de Suelos, EEA INTA Balcarce.

Referencias

- Bolan N.S., Szogi A.A., Chuasavathi T., Seshadri B., Rothrock M.J. y Panneerselvam P. 2010. Uses and management of poultry litter. *World's Poultry Science Journal*, 66(04), 673-698.
- Bray R.H. y Kurtz L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*. 59:39-45
- Bremner J.M. y Keeney D.R. 1966. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils:

- Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction distillation methods. *Soil Science Society of America, Proceedings*. 30: 577-582.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N. y Smith V.H. 2008. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecology applied*. 8:559-568.
- Código Alimentario Argentino. 2012. Capítulo XII. Art. 982.
- Milić N., Milanović M., Letić N.G., Sekulić M.T., Radonić J., Mihajlović I. y Miloradov M.V. 2013. Occurrence of antibiotics as emerging contaminant substances in aquatic environment. *International Journal of Environmental Health Research*. 23(4): 296-310.
- Mompó R. y Ocio Armentía J.A. 1992. La agricultura y la contaminación de las aguas por nitrato. Hoja divulgadora N°7/92 HD. MAPyA, España: 1-32.
- Murphy J. y Riley J.P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.
- Riera N.I., Della Torre V., Rizzo P.F., Butti M., Bressan F.M., Zarate N. y Crespo D.E. 2014. Evaluación del proceso de compostaje de dos mezclas de residuos avícolas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*. Universidad Nacional de Cuyo, 46(1):195-203.
- Sainz Rozas H., Eyherabide M., Larrea G., Martínez Cuesta N., Angelini H., Reusi Calvo N. y Wyngaard N. 2019 Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelo de aptitud agrícola de la región pampeana. Simposio Fertilidad 2019, Rosario, 141-158.
- US EPA 1986. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/ecoregions/index.html>
- Ward M., Jones R., Brender J., de Kok T., Weyer P., Nolan B., Villanueva C. y van Breda, S. 2018. Drinking water nitrate and human health: an updated review. *International journal of environmental research and public health*. 15(7), 1557.



Calidad del agua para uso recreativo en la cuenca del arroyo del Azul

***Othax Natalia^{1,2}, Peluso Fabio^{1,3}, Masson Ignacio^{1,3}, González Castelain José¹,
Dubny Sabrina^{1,2}***

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (IHLLA – UNCPBA – CIC – CONICET)

– República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

³ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA).

Email: nothax@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

Tanto el nitrato como el fluoruro y el arsénico son reconocidos agentes causantes de patologías en los seres humanos. A partir de la presencia de esas sustancias en el agua superficial de distintos sectores de la cuenca del arroyo del Azul, se propuso como objetivo estimar el riesgo a la salud humana bajo un escenario recreativo con contacto directo para el caso de los niños. Se aplicó el modelo de análisis de riesgo sanitario probabilístico de USEPA mediante Monte Carlo. El riesgo no cancerígeno fue no significativo para nitratos (0,017 en cuenca alta y 0,015 en cuenca media y baja), fluoruros (0,12 en cuenca alta, y 0,16 en cuenca media y baja), arsénico (0,52, 0,61 y 0,94, cuenca alta, media y baja, respectivamente) y el riesgo cancerígeno por arsénico significativo ($5,3E^{-05}$, $6,4E^{-05}$, $9,7E^{-05}$ cuenca alta, media y baja, respectivamente).

Palabras claves: CALIDAD DEL AGUA RECREATIVA - SUSTANCIAS INORGANICAS - RIESGO A LA SALUD HUMANA.

Introducción

La cuenca del arroyo del Azul se ubica en el centro de la Provincia de Buenos Aires. Los recursos hídricos superficiales de la región son utilizados para diferentes usos recreativos, incluido el uso recreacional con contacto directo por parte de bañistas en aguas del arroyo. A partir de muestreos de agua realizados por el Instituto de Hidrología de Llanuras en el arroyo del Azul hasta la fecha, se han detectado concentraciones variables de sustancias inorgánicas como nitratos (NO_3^-), fluoruros (F^-) y arsénico (As). Actualmente, en nuestro país no existen niveles guía o niveles máximos permisibles según normativa que regulen la calidad del agua para uso recreativo con contacto directo de los ambientes acuáticos superficiales, excepto algunos parámetros microbiológicos. Las herramientas de Análisis de Riesgo Sanitarios permiten estimar el nivel potencial de peligro para un receptor humano a partir del contacto con una sustancia química presente en el ambiente, caracterizando los efectos adversos potenciales y su probabilidad de ocurrencia (NRC, 1983). Dadas las limitaciones que presentan las herramientas de

gestión utilizadas en la actualidad para la evaluación de la calidad de las aguas recreativas, se propuso como objetivo analizar el riesgo sanitario por el contacto con agua con NO_3^- , F^- y As en un escenario recreativo, considerando las rutas de ingesta accidental y contacto dérmico simultáneamente, para un niño como individuo expuesto diferenciando entre sectores de la cuenca del arroyo del Azul.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del arroyo del Azul abarca una superficie de 6.237 km² y está surcada por el Arroyo del Azul, sus tributarios y por los arroyos Cortaderas y La Corina. Constituye un área cuyo comportamiento global es de una llanura, diferenciándose tres áreas: alta (serranías, al sur), intermedia (piedemonte), y baja (llanura, al norte). Los principales usos del suelo son: actividad ganadera (57 %, más intensa en cuenca baja), actividad agrícola (38 %, más intensa en cuenca alta) y actividad minera (5 %, exclusivamente en cuenca alta). Si bien el

balneario municipal de la ciudad de Azul, (ubicada en cuenca media) es el principal lugar de uso de baño en época de verano, otros puntos ubicados a lo largo del arroyo del Azul son usados ocasionalmente para este uso.

Estimación del riesgo durante el baño recreativo

El riesgo recreativo fue estimado a partir de la aplicación del modelo básico de Análisis de Riesgo a la Salud según USEPA de modo probabilístico con Crystal Ball 11.1 mediante Monte Carlo, para efectos crónicos no cancerígenos y cancerígenos en niños (10 años). El cálculo del riesgo se realizó a partir de la exposición crónica a las sustancias en el agua durante el baño recreativo por la ruta de contacto de ingesta accidental y de contacto dérmico de acuerdo a USEPA (1992, 2004) (ecuaciones 1 y 2).

$$ADDI = [Conc * Ir * EF * ED] / [Bw * AT] \quad (1)$$

$ADDs = [DAevent * ESA * EF * ED * FC] / [Bw * AT]$ (2)
donde ADDI es la dosis diaria promedio por ingesta accidental; ADDS es la dosis diaria promedio por contacto dérmico; *Conc* es la concentración de la sustancia peligrosa en agua; *Ir* es la tasa de ingesta diaria del agua; *EF* es la frecuencia anual de exposición de actividades recreativas; *DE* es la duración de la exposición; *Bw* es el peso corporal de la persona expuesta; *AT* es el factor de corrección por tiempo promedio para exposición crónica; *DAevent* es la dosis dérmica absorbida por evento; *ESA* es el área de la piel expuesta y *FC* es el factor de corrección de unidades de superficie y volumen.

La *Conc* fue estimada a partir muestreos periódicos realizados en estaciones superficiales sobre el arroyo del Azul. En cuenca alta, se muestrearon 5 estaciones, en cuenca media, 8 y, en cuenca baja, 5. Estos muestreos fueron realizados entre 2005 y 2019. Las muestras fueron colectadas y analizadas según técnicas estándares, en el laboratorio de aguas del IHLLA y en un laboratorio certificado. La *Ir* fue basada en USEPA (1989, 1995). Los datos de *EF* y *DE* fueron tomados de 250 encuestas, realizadas durante los veranos 2010-2011 y 2011-2012, a concurrentes al balneario municipal del Arroyo del Azul. El *Bw* se obtuvo de Lejarra y Orfila (1987), la *DAevent* se calculó según USEPA (2007) y el *ESA*, según DuBois y DuBois (1916). El valor de riesgo no cancerígeno (RNC) y cancerígeno (RC) se obtuvo a partir de las ADD dividiéndola y multiplicándola respectivamente por el valor referencial toxicológico para cada tipo de efecto

para cada sustancia (USEPA, 1989). La única sustancia con efectos cancerígenos es el As. El riesgo agregado se calculó para cada sustancia sumando los correspondientes a ambas rutas de exposición. El valor límite de riesgo significativo es de 1 y $1E^{-05}$ para RNC y RC, respectivamente.

Resultados

En la Tabla 1 se presentan los valores de concentraciones y de riesgo para los tres sectores de la cuenca. Los valores de *Conc* de NO_3^- se mantuvieron constantes en los diferentes sectores. Los de *F* presentaron la siguiente variación: cuenca alta < cuenca media y cuenca baja, con valores similares en los dos últimos sectores, mientras que los de As presentaron el siguiente orden: cuenca alta < cuenca media < cuenca baja. Los valores de RNC acompañaron las tendencias de las concentraciones, y fueron no significativos para las tres sustancias, incluso considerando ambas vías simultáneamente. En cada sector de la cuenca, los valores de RNC presentaron el siguiente orden $NO_3^- < F^- < As$. Con respecto al RC, presentó valores significativos, aunque bajos, de riesgo agregado causados principalmente por la vía dérmica. La tendencia espacial siguió a la de las concentraciones de As (cuenca alta < cuenca media < cuenca baja).

Tabla 1. Concentraciones y valores de riesgos de las sustancias en los diferentes sectores de la cuenca del arroyo de Azul (P^{95}).

S	Conc			RNC			RC	
	Me	P ⁹⁵	Ing	Der	Agr	Ing	Der	Agr
1A	1,7 E ⁺⁰¹	3,7 E ⁺⁰¹	2,2 E ⁻⁰³	1,5 E ⁻⁰²	1,7 E ⁻⁰²		-	
2A	1,1 E ⁺⁰⁰	2,0 E ⁺⁰⁰	1,4 E ⁻⁰²	1,0 E ⁻⁰¹	1,2 E ⁻⁰¹		-	
3A	2,5 E ⁻⁰²	4,1 E ⁻⁰²	6,5 E ⁻⁰²	4,5 E ⁻⁰¹	5,2 E ⁻⁰¹	6,9 E ⁻⁰⁶	4,6 E ⁻⁰⁵	5,3 E ⁻⁰⁵
1M	1,4 E ⁺⁰¹	3,6 E ⁺⁰¹	1,9 E ⁻⁰³	1,3 E ⁻⁰²	1,5 E ⁻⁰²		-	
2M	1,5 E ⁺⁰⁰	2,6 E ⁺⁰⁰	1,9 E ⁻⁰²	1,3 E ⁻⁰¹	1,6 E ⁻⁰¹		-	
3M	2,9 E ⁻⁰²	4,9 E ⁻⁰²	7,6 E ⁻⁰²	5,4 E ⁻⁰¹	6,1 E ⁻⁰¹	8,0 E ⁻⁰⁶	8,5 E ⁻⁰⁵	6,4 E ⁻⁰⁵
1B	1,2 E ⁺⁰¹	3,8 E ⁺⁰¹	2,0 E ⁻⁰³	1,3 E ⁻⁰²	1,5 E ⁻⁰²		-	
2B	1,4 E ⁺⁰⁰	2,6 E ⁺⁰⁰	1,9 E ⁻⁰²	1,3 E ⁻⁰¹	1,6 E ⁻⁰¹		-	
3B	4,0 E ⁻⁰²	6,0 E ⁻⁰²	1,1 E ⁻⁰¹	8,2 E ⁻⁰¹	9,4 E ⁻⁰¹	1,2 E ⁻⁰⁵	8,5 E ⁻⁰⁵	9,7 E ⁻⁰⁵

Referencias: Sustancias (S): 1, Nitratos, 2 Fluoruros, 3 Arsénico, en cuenca alta (A); media

(M) y baja (B). Concentración (Conc, en mg L⁻¹), Mediana (Me). Percentilo 95 (P⁹⁵). Riesgo no Cancerígeno (RNC) por Ingesta (Ing), por Contacto Dérmico (Der) y Agregado (Agr). Riesgo Cancerígeno (RC).

Discusión

La presencia de nitratos en la cuenca está dada por aportes difusos, atribuibles a la actividad agro-ganadera y aportes locales atribuibles a aguas residuales y/o agro-ganadera, la presencia de fluoruros y arsénico tienen origen natural por aporte de fuentes minerales (Zabala et al., 2010, 2016) y si bien, algunas fuentes están asociadas al agua subterránea, existe estrecha relación entre aguas superficiales y subterráneas (IHLLA, 2000). Se han desarrollado trabajos previos de evaluaciones de riesgo probabilísticas del uso recreativo del arroyo del Azul (Peluso et al., 2010, 2016). El presente trabajo permitió avanzar en la estimación del riesgo a partir de sustancias de interés sanitario actual y en diferentes sectores de la cuenca, complementando los estudios de aptitud en base a criterios bacteriológicos. Si bien el RC para As alcanzó valores significativos, con valores más altos en cuenca baja, los puntos de recreación por fuera del balneario municipal, son usados muy ocasionalmente para uso recreativo, lo cual implicaría menor exposición (los ADDs serían menores) y por lo tanto una menor magnitud de riesgo.

Conclusiones

En cada sector de la cuenca, el valor de RNC aumento en el siguiente orden: nitratos, fluoruros y arsénico, y los valores fueron no significativos para las tres sustancias en los diferentes sectores. El RC por arsénico alcanzo el límite de seguridad en los diferentes sectores, aunque estaría reducido por menor exposición, respecto del balneario. El trabajo permitió aumentar el conocimiento respecto de la calidad recreativa del agua.

Referencias

DuBois D. y DuBois D.F. 1916. A formula to estimate the approximate surface area if height and weight be known. *Archives of Internal Medicine*, 17,863-71.

IHLLA. 2000. Aguas Superficiales. En: *Avance metodológico en el tratamiento de los recursos hídricos en una cuenca de llanura*. Informe

final. Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, prov. de Buenos Aires, 36-137 y anexos.

Lejarraga H. y Orfila G. 1987. Estándares de peso y estatura para niños y niñas argentinos desde el nacimiento hasta la madurez. *Archivos Argentinos de Pediatría*, 85(4),209-222.

NRC. 1983. *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. National Research Council. National Academic Press, Washington DC., USA.

Peluso F., Gonzalez Castelain J., Rodríguez L. y Jaime S. 2010. Balneabilidad comparada de dos sitios del Arroyo del Azul (Partido de Azul; prov. de Buenos Aires) por análisis de riesgo sanitario. *Revista de Gestión del Agua en América Latina*, 7(1),45-59.

Peluso F., Masson I., González Castelain J., Othax N. y Dubny S. 2016. Uncertainties in age-and gender-based health risk assessment for recreational bathing: Arsenic in Del Azul stream, Argentina. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(3), 753-774.

USEPA (US Environmental Protection Agency), 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual*. EPA/540/1-89/002. Washington DC, USA.

USEPA. 1992. *Guidelines for exposure assessment*. Fed Reg 57:22888-938.

USEPA. 1995. *Human health risk assessment bulletins*. Supplement RAGS. Environmental Protection Agency Region 4: USEPA; Waste Management Division; Office of Health Assessment.

USEPA. 2004. *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. EPA/540/R/99/005. Washington, DC, USA.

USEPA. 2007. *Concepts, Methods and Data Sources for Cumulative Health Risk Assessment of Multiple Chemicals, Exposures and Effects: A Resource Document*. EPA/600/R-06/013F. Washington DC, USA.

Zabala M.E., Manzano M. y Vives L. 2010. Estudio preliminar del origen del fondo químico natural de las aguas subterráneas en la cuenca del arroyo del Azul. *I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*, 249-256.

Zabala M.E., Manzano M. y Vives L. 2016. Assessment of processes controlling the regional distribution of fluoride and arsenic in groundwater of the Pampeano Acuífer in the Del Azul Creek basin (Argentina). *Journal of Hydrology*, 541,1067-1087.



Monitoreo de cuerpos de agua de la cuenca baja del Río Paraná mediante parámetros fisicoquímicos y toxicológicos

Julieta Peluso^{1,2}, Carolina M. Aronzon^{1,2}, Gonzalo Nader³ y Cristina S. Pérez Coll^{1,2}

¹Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, IIIA, UNSAM, CONICETA, 3iA, Campus Miguelete, 25 de Mayo y Francia, C.P. 1650 San Martín, Provincia de Buenos Aires, Argentina

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

³División Química del Agua y del suelo, Gerencia Química, Comisión Nacional de Energía Atómica, Av. Gral. Paz 1499, Villa Maipú, Buenos Aires, Argentina

Email: juli.peluso@hotmail.com

RESUMEN

La cuenca del Río Paraná, una de las más importantes de Sudamérica, es afectada por una diversidad de actividades antrópicas que se realizan en sus márgenes. Las variaciones temporales de los parámetros fisicoquímicos y contaminantes podrían generar efectos negativos sobre las especies nativas. El objetivo de este trabajo fue monitorear la calidad del agua de cuerpos de agua de la cuenca baja del Río Paraná: Arroyo El Morejón (S1), Arroyo de la Cruz aguas arriba (S2), aguas abajo (S3) y Río Arrecifes (S4) mediante parámetros fisicoquímicos, metales, pesticidas y bioensayos de toxicidad con embriones y larvas de *Rhinella arenarum* en primavera y verano. Se realizó un análisis de componentes principales. No se observó una variación estacional de las variables medidas, S2 y S4 se agruparon con una menor calidad del agua. S4 produjo letalidad en larvas en tres de las cuatro campañas. Se observó degradación de los sitios, principalmente en S4.

Palabras claves: BIOENSAYOS - CALIDAD DE AGUA – ECOTOXICOLOGÍA.

Introducción

El Río Paraná, junto con sus afluentes, integra la segunda cuenca hidrográfica más grande de América del Sur. En particular, en su tramo final se desarrollan actividades agropecuarias e industriales que podrían traer consecuencias negativas deteriorando la calidad del agua (Lepori et al. 2013). En la cuenca del Río Arrecifes la principal actividad está relacionada con cultivos extensivos y actividades extensivas e intensivas de cría de animales. Dentro de la cuenca se encuentran las localidades de Pergamino, Arrecifes, Baradero y San Pedro, entre otras. Por otro lado, se encuentra la cuenca del Arroyo de la Cruz donde las principales actividades económicas son las agropecuarias e industriales. La evaluación de las variaciones temporales de diversos parámetros fisicoquímicos y contaminantes es de sumo interés para conocer la calidad ambiental de los cuerpos de agua y tomar medidas para su preservación.

Los anfibios son valiosos indicadores de contaminación ambiental debido a su alta sensibilidad, y dado que se reproducen en primavera y verano son afectados al coincidir la

reproducción con la época de aplicación de plaguicidas en los campos de cultivo.

El objetivo del presente trabajo fue analizar la calidad de agua de cuatro sitios pertenecientes a la cuenca baja del Río Paraná mediante la medición de parámetros fisicoquímicos, metales y pesticidas en primavera y verano de dos años consecutivos. Además, se evaluó la toxicidad de muestras de agua mediante bioensayos con embriones y larvas de *Rhinella arenarum* junto con la determinación de butirilcolinesterasa (BChE) como biomarcador de neurotoxicidad.

Materiales y métodos

Se determinaron cuatro puntos de muestreo, tres ubicados en la cuenca del Arroyo de la Cruz (S1: sobre el Arroyo El Morejón, afluente del Arroyo de la Cruz a 7 km de su desembocadura; S2: sobre el Arroyo de la Cruz a 6,5 km de su desembocadura; S3: Arroyo de la Cruz previo a la su desembocadura) y uno ubicado en la cuenca del Río Arrecifes (S4: sobre el Río Arrecifes previo a su desembocadura). Se plantea que S1 es el punto de mejor calidad de agua por encontrarse sobre un arroyo (afluente al Arroyo de la Cruz) localizado dentro una reserva ecológica. Se espera que la calidad del

agua de S2, que se encuentra a 40 km de la cabecera, esté influenciada por las actividades realizadas en la misma. S3 se encuentra en la desembocadura y aguas debajo de la planta de Siderca, por lo que se supone que la calidad el agua es menor respecto al punto S2. Por otro lado, S4 se encuentra en la desembocadura con el Río Arrecifes, por lo que se espera que la calidad del agua se encuentre modificada por las actividades de la cuenca, al ser una cuenca mayor a la del Arroyo de la Cruz, también suponemos que la calidad del agua sea menor respecto a los puntos anteriores. Con el objetivo de determinar posibles variaciones estacionales se realizaron cuatro campañas de muestreo: Primavera 2016, verano 2017, primavera 2017 y verano 2018. En cada campaña se midieron *in situ*: coordenadas, oxígeno disuelto (OD), pH, temperatura, conductividad, turbidez (sonda multiparamétrica Horiba U-50) y profundidad (metro). Además, se tomaron muestras de agua superficial de 20 L para la medición de los siguientes parámetros: DBO₅, Sólidos Suspendedos Totales (SST), Sólidos volátiles y Sólidos fijos, Amonio, Cloruros, DQO, Fosfatos totales y disueltos, Nitratos totales y disueltos, Nitritos, Sulfatos (Métodos HACH, www.hach.com). Se midieron metales por ICP-masa y se determinaron los plaguicidas mediante un *screening* por cromatografía con detector de espectrometría de masas (límite de detección: 1 µg/L, límite de cuantificación: 4 µg/L). Se realizaron bioensayos de toxicidad de acuerdo al protocolo ANFITOX (Pérez-coll et al. 2017), exponiendo embriones (a partir de E.2) y larvas (E.25) por 504 h a las muestras de agua de los sitios. Se midió la actividad de la butirilcolinesterasa (BChE) en larvas a las 96 h como biomarcador de neurotoxicidad (Ellman et al. 1961).

Se utilizó ANOVA de un factor para comparar la mortalidad (GraphPad Prism 6.) Se realizó un análisis de componentes principales (PCA), y un análisis de conglomerados con el Infostat teniendo en cuenta los parámetros fisicoquímicos y metales más importantes: Alcalinidad, NH₄⁺, profundidad, clorofila a, Cl⁻, COD, conductividad eléctrica (CE), DBO₅, DQO, dureza, PO₄³⁻ y NO₃⁻ total y disuelto, NO₂⁻, SO₄²⁻ oxígeno disuelto (OD), pH, sólidos suspendidos totales, sólidos volátiles, sólidos fijos, , As, Ba, Cu, Cr, Co, Fe, Mn, Ni, Ag, Pb y Zn.

Resultados

El análisis de conglomerados teniendo en cuenta las estaciones del año, no mostró una

variabilidad estacional en los parámetros medidos. Asimismo, se pudieron agrupar los sitios S1 y S4, y S2 y S3 de acuerdo a sus características según el análisis de conglomerados y el PCA (Fig. 1). Los componentes principales generados explican un 84% de la variabilidad total.

Además, se detectaron diversos plaguicidas en todos los sitios en las distintas campañas: permetrina (7 µg/L), malatión (85-96 µg/L), metalaxyl (1-8,4 µg/L), acetoclor (1-13,2 µg/L), atrazina (1-6,3 µg/L), azoxistrobin (1-12,6 µg/L), 2,4-D (1-4 µg/L), AMPA (5 µg/L) y glifosato (3,4 µg/L).

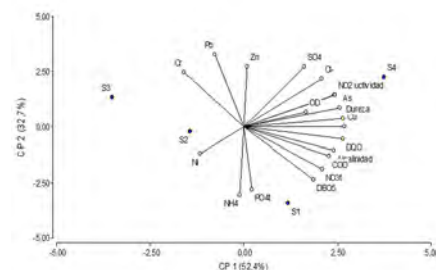


Figura 1. Biplot de los componentes principales, CP1 y CP2.

En S4, CE, dureza, alcalinidad, las concentraciones de NO₂⁻, Cl⁻ y SO₄²⁻ fueron altas en todas las campañas. Los sitios con mayor contenido de materia orgánica fueron S1 y S4. Todos los sitios presentaron concentraciones altas de PO₄³⁻ y NO₃⁻. Los valores de As superaron el límite para la protección de la vida acuática (50 µg/L) en S4 en primavera 2016 y verano 2017. El Cu superó el límite para la protección de la vida acuática (2 µg/L) en todos los sitios en todas las campañas, y el Pb (1 µg/L) también superó dicho límite en S4 en primavera 2016.

No hubo mortalidad significativa de embriones expuestos a los sitios en ninguna campaña. Sin embargo, hubo mortalidad de larvas expuestas. En primavera 2016 y verano 2018, sólo el sitio S4 causó mortalidad significativa. En verano 2017 no hubo diferencias significativas para ninguno de los sitios. Sin embargo, en primavera 2017, S1, S2 y S4 causaron una mortalidad importante. Con respecto a la actividad de la BChE, todos los sitios en distintas campañas produjeron inhibición de dicha enzima (Fig. 3).

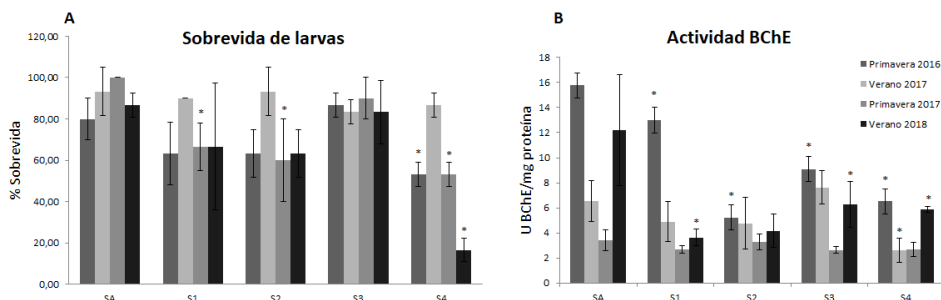


Fig. 3. A: Porcentaje de sobrevivencia para las larvas de *R. arenarum* expuestas a las muestras de agua de los sitios de las distintas estaciones por 504 h. **B:** Actividad de la BChE (U BChE/mg proteínas: Unidad de actividad enzimática) para las larvas expuestas por 96 h a las muestras de agua de las distintas campañas. *Diferencias significativas con el control SA de la correspondiente campaña

Discusión y conclusiones

Los cuerpos de agua estudiados forman parte de la cuenca baja del Río Paraná, área afectada por diversas actividades antrópicas (Kandus et al. 2006). Las concentraciones de plaguicidas variaron a lo largo del tiempo. Se detectó atrazina en ambas campañas de verano y las concentraciones de malatión detectadas en primavera 2016 en S3 y S4 excedieron los límites para la protección de la vida acuática (0,1 µg/L). El análisis de las variables fisicoquímicas mostró una alta concentración de iones en S4, principalmente HCO_3^- y Ca^{+2} . El contenido de materia orgánica fue mayor en S1 y S4 que podría indicar impacto de origen urbano o ganadero. Las altas concentraciones de PO_4^{3-} y NO_3^- en todos los sitios pueden relacionarse con el uso de fertilizantes y plaguicidas en los campos aledaños. En relación a los parámetros fisicoquímicos, S4 presentó la mayor degradación de la calidad de agua. Esto se confirma por la mortalidad de las larvas expuestas, principalmente a S4, el cual produjo mortalidad significativa en primavera 2016, 2017 y verano 2018. La actividad de la BChE resultó un biomarcador, temprano sensible de efectos subletales. La inhibición de esta enzima indica exposición a compuestos que inhiben a la AChE y por lo tanto generan efectos neurotóxicos. Se destaca la necesidad de complementar la evaluación de variables fisicoquímicas con bioensayos de toxicidad para obtener resultados más representativos y realistas de los efectos sobre la fauna nativa. A su vez, el uso de biomarcadores brinda información sensible y temprana de la toxicidad de matrices complejas como las aguas superficiales.

Comparativamente, el periodo larval fue más sensible que el embrionario. Esto puede deberse a la presencia de sustancias, como la

atrazina, que afectan el sistema nervioso u otros órganos blanco que se desarrollan recién en las larvas (Howe et al. 1998). También puede estar relacionada con un aumento en la relación superficie/volumen o el comienzo de la alimentación durante la cual podrían incorporar una mayor cantidad de sustancias.

Este estudio alerta sobre la degradación de la calidad del agua de los sitios analizados y su impacto sobre las larvas de *R. arenarum*, anfibio que se distribuye en el área de estudio. Se destaca la importancia del monitoreo del agua superficial y sus efectos sobre una especie centinela en diferentes etapas del desarrollo y a tiempos crónicos a fin de revelar la toxicidad de muestras ambientales complejas.

Agradecimientos

Estudio financiado por PICT 2659-2016. Agradecemos a Ferring Pharmaceuticals S.A.

Referencias

- Ellman G.L., Courtney K.D., Andres Jr. V., Featherstone R.M. 1961 A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.* 7:88-95.
- Howe, G. E.; Gillis, R.; Mowbray, R. C. 1998 Effect of chemical Synergy and larval stage on the toxicity of atrazine and alachlor to amphibian larvae. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17, 519-525.
- Kandus, P., Quintana R., Bó R.F. 2006. Patrones de paisajes y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná: mapa de ambientes. Pablo Casamajor Ediciones.
- Lepori, E., Mitre G. y Nassetta M. 2013. Situación actual de la contaminación por plaguicidas en Argentina. *Rev. Int. Contam. Amb.* 29: 25-43.
- Pérez-Coll, C.S, Aronzon C.M. y Svartz G.V. 2017. Developmental stages of *Rhinella arenarum* (Anura, Bufonidae) in toxicity studies: AMPHITOX, a customized laboratory assay. *Ecotoxicology and genotoxicology: Non-traditional aquatic models.* pp. 407-424



Aportes de nutrientes provenientes de afluentes al Delta del Paraná

Jezabel Primost¹, Leticia Peluso¹, Carolina Sasal²

¹ Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIM, CONICET-UNLP), Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata, Calle 47 y 115 s/n, 1900, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² INTA EEA Paraná, Ruta 11, km 12,5, 3101 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina
Email: jezabel.primost@gmail.com

RESUMEN

El Delta del Paraná representa uno de los macrosistemas de humedales fluvio-costeros más importantes de América del sur y del mundo. Este sistema, inmerso en la región pampeana, recibe el aporte de numerosos cursos de agua que atraviesan zonas productivas y urbanizadas que presionan sobre la calidad del agua y su integridad ecológica. En este trabajo se estudió el aporte de nutrientes proveniente de 6 cursos de agua de E. Ríos que aportan al sistema delta (A° Ensenada, A° Nogoyá, A° El Clé, Río Guauguay, A° Nancay, A° El Sauce) y se compararon con los niveles correspondientes a 14 sitios pertenecientes al Delta entrerriano. Se realizaron 8 campañas de muestreo durante 3 años. Los resultados muestran que las concentraciones de nutrientes, materia orgánica y sales disueltas provenientes de estos cursos son significativamente mayores que las correspondientes a los sitios del Delta, significando una presión externa que puede impactar al sistema.

Palabras claves: NUTRIENTES - PRESIÓN AMBIENTAL – AFLUENTES.

Introducción

El Río Paraná drena una extensa superficie que comprende muy diversas regiones climáticas y biogeográficas. Sus últimos 300 kilómetros constituyen el Delta del Paraná, uno de los deltas más grandes del mundo. Es un macrosistema de humedales de entre 20 y 40 km de ancho, ocupada por depósitos aluviales, arroyos, ríos y lagunas que se interconectan según la dinámica fluvial del Río (Neiff y Malvárez, 2004).

El Río Paraná y otros cauces menores son vías de navegación comercial y constituyen el principal suministro de agua para uso doméstico y productivo de toda la región. La mayoría de las actividades industriales, agrícolas y los asentamientos de población están asociados al Río. Esto genera presiones e impactos a nivel de cuenca y de los cursos que la conforman, tal como observan Marino y Ronco (2005), Ronco *et al.* (2011), Peluso *et al.* (2013), Etchegoyen *et al.* (2017), entre otros.

La calidad del agua de muchos ecosistemas del mundo y en particular de los humedales, está siendo fuertemente impactada por actividades antrópicas (Allan, 2004). En especial, el enriquecimiento por nutrientes en

ecosistemas acuáticos provenientes de fuentes difusas o puntuales genera preocupación tanto a nivel mundial como regional (FDEP, 2009; Freeman *et al.*, 2009; Bricker *et al.*, 2007).

Sobre los límites superiores del Delta ingresan tributarios que discurren en sentido Norte-Sur dentro de la provincia de Entre Ríos. Los más importantes son el Río Guauguay, A° Clé y el A° Nogoyá y otros cursos menores como el A° Sauce, A° Ensenada, A° Nancay. El Río Guauguay, el río interior más importante de Entre Ríos, nace en el norte de esta provincia y es un afluente del curso inferior del Río Paraná. El tramo final corresponde al antiguo Delta del Guauguay. Por su cercanía, el río constituye el medio receptor de efluentes agrícola-ganaderos, industriales y cloacales de muchas de las poblaciones de la provincia. El A° Clé se encuentra dentro de la cuenca del Río Guauguay y también drena una gran superficie con actividades productivas. El A° Nogoyá es otro curso importante, que desagua en el Delta del Paraná. En su recorrido, el arroyo recibe numerosos afluentes más pequeños, que drenan superficies con distinto tipo de actividades productivas y descargas urbanas del interior de la provincia. Dadas sus

características, estos cursos constituyen una vía de ingreso de materiales hacia el Delta. El objetivo de este trabajo es evaluar el aporte de nutrientes proveniente de cursos de agua de E. Ríos que ingresan al sistema delta, y compararlo con los niveles correspondientes a sitios pertenecientes al propio delta entrerriano.

Metodología

Se realizaron 8 campañas de muestreo durante 3 años, en la desembocadura o tramo final de 6 afluentes que discurren hacia el Delta (A° Ensenada, A° Nogoyá, A° El Clé, Río Gualaguay, A° Nancay, A°, El Sauce), llevadas a cabo en Agosto-2014, Noviembre-2014, Febrero-2015, Junio-2015, Noviembre-2015, Marzo-2016, Julio-2016 y Diciembre-2016. En todos los sitios y campañas de muestreo se tomaron muestras de agua subsuperficial (20-60 cm de profundidad) por triplicado. Las muestras de los tributarios se tomaron unos kilómetros antes de la desembocadura para evitar la posible toma de agua del río principal en momentos de aguas bajas.

Se midieron parámetros *in situ*, oxígeno disuelto (OD), conductividad (CE) y temperatura (T) utilizando un multiparamétrico (Lutron® WA-2017SD). Además se realizó el análisis de alcalinidad (método 2320), dureza (método 2340-C), sólidos totales (ST), disueltos (STD) y en suspensión (SS), sólidos fijos (STF) y volátiles (STV) (métodos 2540-B, D y E respectivamente), fósforo total (PT) y reactivo soluble (PRS) (método 4500-PC), nitratos, nitritos, amonio (métodos 4500-B y F) y demanda química de oxígeno (DQO) (método 5220-D), siguiendo metodologías estandarizadas (APHA, 2005).

Para evaluar las diferencias espaciales y las tendencias generales, se aplicó un análisis de componentes principales (PCA). Los resultados de parámetros fisicoquímicos y nutrientes se compararon entre los sitios y con resultados obtenidos en sitios del Delta, publicados previamente (Primost *et al.*, 2018), utilizando la prueba de Kruskal-Wallis.

Resultados

En general, se observaron importantes variaciones espaciales de las características fisicoquímicas entre los afluentes y también con respecto al Delta, para todos los parámetros estudiados.

El ACP (**fig. 1**) agrupó las variables evaluadas en 2 componentes principales, que representan el 85,8 % de la varianza acumulada.

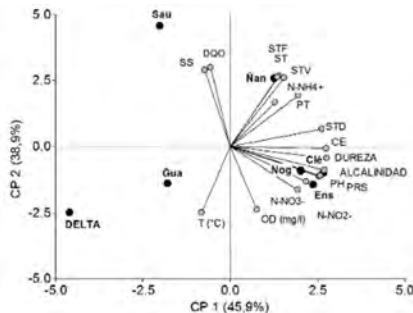


Figura 1. ACP de todas las variables evaluadas, clasificadas según los afluentes al Delta y los sitios Delta.

El primer factor explica el 45,9 % de la varianza total y se correlaciona con todos los nutrientes, las distintas fracciones de sólidos, CE, dureza y alcalinidad, con valores positivos. El segundo factor explica el 38,9 % de la variabilidad y correlaciona positivamente con SS, DQO y negativamente con OD. Gran parte de la variabilidad de los A° Nogoyá, Clé y Ensenada son explicadas por las mismas variables (N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, pH, CE, PRS, Alcalinidad y Dureza), presentando características similares entre ellos. El A° Nancay presenta gran parte de la variabilidad asociada al contenido de Sólidos. El A° el Sauce presenta un alto contenido de SS y DQO, que lo diferencia del resto de los afluentes. Por su parte, el Río Gualaguay presenta, en general, menores niveles de los parámetros estudiados con respecto a los demás afluentes, aunque mayores a los sitios del Delta. El gráfico de estrellas (**fig. 2**) muestra cualitativamente y proporcionalmente estas diferencias para cada sitio en particular.

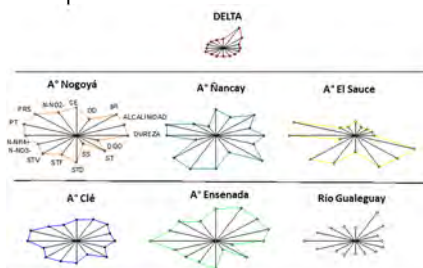


Fig. 2. Gráfico de estrellas para los afluentes y Delta donde se visibilizan cualitativamente las diferencias espaciales entre los afluentes y el Delta.

En general todos los parámetros generales fueron entre 2 y 8 veces mayores en los afluentes que los niveles del propio Delta,

sobre todo respecto a las sales disueltas, medidas indirectamente a través de la CE (**fig. 3**).

En cuanto a los nutrientes, todos los tributarios presentaron mayores niveles con respecto a los sitios Delta. Los niveles de N Inorgánico Disuelto ($\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) fueron hasta 5 veces mayores en el A° Clé, y 3 veces en los A° Ensenada, Nogoyá y Río Gualedguay, que los sitios Delta (**fig. 3**).

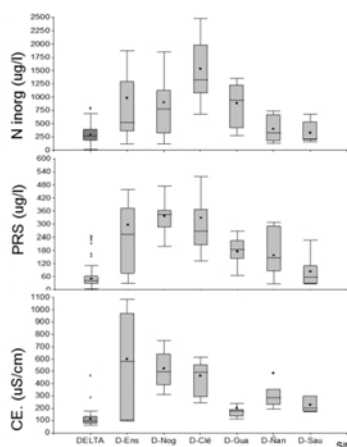


Figura 3. Boxplot de niveles de nutrientes y Conductividad de los afluentes con respecto al Delta.

Los afluentes presentaron niveles de N-NO_2^- cuantificables y significativamente mayores a los sitios Delta. Los mayores niveles se hallaron para los A° Clé y Nogoyá. Si bien son valores bajos, la presencia de nitritos se podría asociar a un impacto de tipo antrópico tanto por el uso industrial, agrícola o por vertidos de aguas residuales domésticas (Pardo y Maraón, 1997). En cuanto al PT y PRS, los tributarios presentaron niveles entre 2 y 5 veces por encima de los del propio Delta. La mayor diferencia de PT se observó en el A° Sauce, coincidente con los mayores niveles de SS. El Río Gualedguay presentó el doble de PT que los sitios Delta. Las diferencias en P soluble se acentúan aún más, con niveles medios de los tributarios hasta 6,5 veces más que los del Delta, particularmente en los A° Clé, A° Ensenada y A° Nogoyá (**fig. 3**).

Conclusiones

Las concentraciones de nutrientes, materia orgánica y sales disueltas provenientes de zonas urbana-agrícola-ganaderas en el tramo inferior del A° Nogoyá, del Río Gualedguay, A° Clé y otros cursos menores de E. Ríos, son significativamente mayores que las

correspondientes a los sitios del Delta del Río Paraná. Estas descargas, sumadas a las descargas de los numerosos cursos de aguas provenientes de las provincias de Santa Fe y Buenos Aires representan presiones sobre el sistema Delta, que podrían generar un desbalance sobre los flujos de nutrientes y otras características de la calidad del agua.

Referencias

- Allan J.D. 2004. *Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems*, vol 35.
- APHA. 2005. *Standard methods for the examination of water and waste water*, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC.
- Bricker S., Longstaff B.W., Dennison A., Jones K., Boicourt C. y Woerner J. 2007. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries: a Decade of Change. In: NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 26. National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD.
- Etchegoyen M.A., Ronco A.E., Almada P., Abelando M. y Marino D.J. 2017. Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin, vol 189.
- FDEP. 2009. Development of Numeric Nutrient Criteria for Florida Lakes and Streams, a Draft Technical Support Document Submitted to EPA. <http://www.dep.state.fl.us/>
- Freeman A.M., Lamón III E.C. y Stow C.A. 2009. Nutrient criteria for lakes, ponds, and reservoirs: a Bayesian TREED model approach. *Ecological Modelling* 220, 630e639
- Marino, D. y Ronco, 2005. A. *Bull Environ Contam Toxicol*. 75: 820. <https://doi.org/10.1007/s00128-005-0824-7>.
- Neiff J.J. y Malvárez A.I. 2004. *Grandes humedales fluviales en: Malvárez, A.I., Bo, R.F. [Comp] Documentos del curso taller "Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina, Buenos Aires 30 de setiembre-4 de octubre de 2002, FCEyN, Ramsar, US, Buenos Aires, pp. 77-87.*
- Pardo F. y Maraón E. 1997. Contaminación química de las aguas. En: *Contaminación e Ingeniería Ambiental*. (Ed) FICYT, Oviedo, III. 6, pp 154 – 188.
- Peluso L., Abelando M., Apartin C.D., Almada P. y Ronco A.E. 2013. Integrated ecotoxicological assessment of bottom sediments from the Paraná basin, Argentina. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 98:179-186 [doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.001](http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.001)
- Primost J., Peluso L., Sasal M.C. y Bonetto C. 2018. Calidad de agua y nutrientes en el delta del Paraná: importancia de la interacción con el valle de inundación. Libro de resúmenes del VIII Congreso Argentino de Limnología. Luján, Buenos Aires.
- Ronco A., Almada A., Apartin C., Marino D., Abelando M., Bernasconi C., Primost J., Santillán J.M., Amoedo P. y Bulus Rossini G. 2011. Monitoreo ambiental de los principales afluentes de los ríos Paraná y Paraguay. *Actas III Congreso Internacional sobre Cambio Climático y Desarrollo Sustentable*, Universidad Nacional de La Plata.



Trayectoria del ensamble de especies leñosas de la ribera del río Luján a cinco años de su desmonte

Riva P^{1,2}, Gantes P¹, Sánchez Caro A¹, Cortes L³, García R⁴ y de Uribelarrea J⁵

¹ Grupo de Ecología Acuática (Cs. Básicas UNLu – INEDES) – Avenida Constitución y Ruta 5 (B6702), Luján, Buenos Aires, Argentina.

² Becario Doctoral (CIC).

³ Estudiante de Ingeniería Agronómica (UNLu).

⁴ Estudiante de Licenciatura en Ciencias Biológicas (UNLu).

⁵ Estudiante de Licenciatura en Información Ambiental (UNLu).

Email: pedroriva89@hotmail.com

RESUMEN

El desmonte y el perfilado de la ribera del río Luján se realiza para acelerar el traslado del agua durante las crecidas. En dos sitios ribereños de la cuenca del río Luján (desmontados en 2014 y con desmonte planificado para 2020) se establecieron parcelas sobre dos transectos situados a 0 y a 10 m de la orilla del río. En cada una de éstas se determinó el número de individuos de cada especie. Las distribuciones de abundancias relativas de especies de los distintos años se linealizaron y sólo fueron significativamente diferentes (ANOVA) las pendientes del año inmediatamente posterior al desmonte (2015). Al realizar un análisis de similitudes (ANOSIM) se distingue también la comunidad hallada antes del desmonte (2014) donde la especie dominante no era acacia negra sino arce. Se concluye que estas intervenciones facilitan el avance de la acacia negra en desmedro de las otras especies que constituyen el bosque ribereño en el río Luján.

Palabras claves: RIBERAS – DESMONTE - ACACIA NEGRA.

Introducción

Las inundaciones por desborde del río Luján son un problema históricamente recurrente en la cuenca (Hass, 1995), provocando un impacto socio-económico negativo tanto en ciudades como núcleos urbanos más pequeños y sectores rurales. Para mitigar el problema, el estado provincial, practica el desmonte y el perfilado de una franja de 15 m de la ribera en decenas de km de río, con el fin de acelerar el traslado del agua durante las crecidas.

Conocer cuáles especies colonicen los ambientes vacantes después del desmonte dependerá de varios factores, como el cambio en las condiciones ambientales, la conformación del banco de semillas del sitio degradado y la dispersión de propágulos desde las zonas adyacentes (Sztár *et al.*, 2014).

Fisonómicamente, la ribera del río Luján es un bosque con dominancia de acacia negra en largos trechos acompañada principalmente por otros árboles exóticos (mora, ligustro, arce entre otros) y también nativos (sauce criollo, tala). La acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.) fue introducida en Argentina a finales de siglo

XVIII, y se ha convertido en una de las principales especies invasoras del país (Fernandez *et al.*, 2017). Es abundante en vastas zonas del NE de la provincia de Buenos Aires, especialmente las costas de ríos y arroyos (Basílico *et al.*, 2015). Las riberas son hábitats adecuados para las especies invasoras (Catford *et al.*, 2017), muchas se ven favorecidas por la humedad y el suelo desnudo generado por las crecidas (Natale y Reinoso, 2016) y en particular estas condiciones son favorables para *G. triacanthos* (Csurhes y Markula, 2016). Es por esto que las intervenciones sobre las riberas podrían favorecer el avance de esta especie.

En el caso de la ribera del río Luján, el perfilado del cauce junto con el desmonte sobre la ribera constituyen perturbaciones de gran magnitud. Pasada la intervención, se desconoce cuál será la trayectoria del ecosistema y en qué medida se verán afectadas sus funciones. En 2014 se inició el seguimiento de los cambios en la vegetación y en 2017 se presentaron los resultados hasta 2016 (Gantes *et al.*, 2017). En el presente trabajo se analiza la trayectoria del

ensamble de leñosas en dos sitios ribereños desde el estado previo al desmonte hasta 2019.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del río Luján está ubicada en el NE de la provincia de Buenos Aires, nace en el partido de Suipacha abarcando una superficie de 2.856 Km². El cauce principal de la cuenca se dirige hacia NE con una dirección de 135 km hasta confluir en la cuenca del río Paraná para finalmente desembocar en el Río de la Plata (Reyna *et. al.*, 2007).

Los dos sitios de muestreo se encuentran ubicados en la cuenca media (Figura 1). Ambos sitios fueron desmontados a fines del 2014 y tienen desmonte proyectado para 2020.

Obtención y tratamiento de muestras

Los muestreos se realizaron durante los años 2014 (previo al desmonte), 2015, 2016, 2017 y 2019. Se establecieron dos transectos paralelos al cauce, situados a cero y a 10 m de la orilla del río. En los muestreos del 2014 al 2017 se trabajó sobre 8 parcelas (4 por transecto) de 100 m² separadas por 20m, abarcando una superficie total de muestreo de 800 m² y una superficie total de ribera de 1200 m². En los muestreos del 2019, se trabajó sobre 20 parcelas (10 por transecto), con una superficie de 25 m², separadas por 5m, abarcando una superficie total de muestreo de 500 m² y un área de ribera de 1500 m². En cada parcela se determinó el número individuos de cada especie.

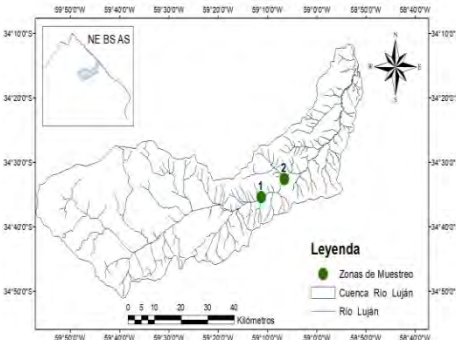


Fig. 1. Sitios de muestreos en la cuenca del río Luján (1 y 2).

Tratamiento de datos

Se calculó la densidad promedio por transecto de cada especie (individuos/m²) y a partir de ellas para cada fecha se determinó la distribución de abundancias relativa de las

especies. Luego de aplicar una transformación logarítmica a los datos, se ajustaron rectas por mínimos cuadrados utilizando el software estadístico Past3, que indica la significación asociada a la falta de correlación entre las variables dependiente e independiente. Dichas rectas corresponden a distribuciones geométricas de los datos originales (Magurran, 2004). Las pendientes fueron comparadas por ANOVA y Tukey mediante el software InfoStat. Los ensambles también fueron comparados en composición y abundancia por un análisis de similitudes (ANOSIM), utilizando el software Past3, empleando el índice de similitud Bray-Curtis.

Resultados

Se observa, en ambos sitios, que antes del disturbio no hay ninguna especie que sea marcadamente dominante, pero luego en ambos sitios, la acacia domina ampliamente. Al segundo y tercer año después del desmonte, la dominancia por parte de la acacia negra se reduce y vuelve a aumentar en el quinto año (figura 2). Con posterioridad al desmonte, en el transcurso de tiempo, se percibe una mayor dominancia por parte de la acacia en el sitio 2.

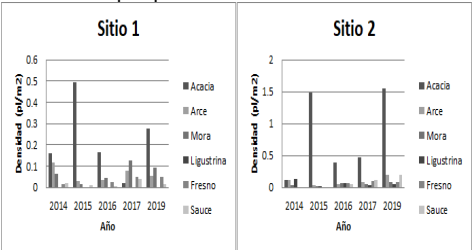


Fig. 2. Densidad promedio de especies leñosas por sitio (individuos/m²)

Todas las distribuciones de abundancias relativas de especies ajustaron al modelo lineal. Se observa que las rectas correspondientes al año 2015 (el primero posterior al disturbio), en los dos sitios de estudio, se separan de las de los otros años (figura 3) y consistentemente sus pendientes se diferencian significativamente del resto (Tabla 1).

Tabla 1. Comparación de pendientes mediante ANOVA (F= 19.52; N=10). Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05).

Año	Medias	
2014	0.04	A
2016	0.05	A
2017	0.05	A
2019	0.07	A
2015	0.14	B

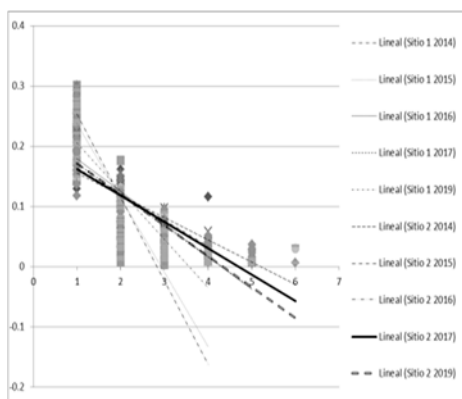


Fig. 3. Distribuciones de abundancias relativas entre los ensambles de leñosas en los sitios de muestreo. Sitio 1 2014: $r^2=0.64$; Sitio 1 2015: $r^2=0.74$; Sitio 1 2016: $r^2=0.60$; Sitio 1 2017: $r^2=0.77$; Sitio 1 2019: $r^2=0.78$; Sitio 2 2014: $r^2=0.81$; Sitio 2 2015: $r^2=0.78$; Sitio 2 2016: $r^2=0.59$; Sitio 2 2017: $r^2=0.63$; Sitio 2 2019: $r^2=0.62$. En todos los casos $p<0.01$.

El análisis de similitudes (ANOSIM) reveló diferencias entre los ensambles ($R=0.011$, $p<0.05$). Al analizar los pares de muestreos hubo diferencias significativas entre el ensamble encontrado antes del desmonte (2014) y los posteriores, así como también, entre el muestreo inmediatamente posterior al disturbio (2015) y el resto a excepción del 2019 (Tabla 2).

Tabla 2. Análisis de similitud (ANOSIM) entre los ensambles de diferentes años. Celdas sombreadas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

	2014	2015	2016	2017	2019
2014		0.0001	0.0041	0.0559	0.0164
2015	0.0001		0.0029	0.0001	0.4132
2016	0.0041	0.0029		0.0915	0.166
2017	0.0559	0.0001	0.0915		0.0733
2019	0.0164	0.4132	0.166	0.0733	

Discusión y Conclusiones

Después del disturbio la acacia negra coloniza con rapidez (favorecida por la alta irradiación) y domina marcadamente; no obstante en el término de cinco años el sistema se vuelve más equitativo.

El efecto del desmonte se nota claramente en la diferencia entre distribuciones de abundancia: la etapa que sigue inmediatamente a la perturbación se separa del resto de los años, tanto del previo como de los más alejados al disturbio. Sin embargo cuando se analizan las similitudes entre ensambles, las

diferencias más claras no sólo comprenden la primera etapa de sucesión, sino también la previa al disturbio, cuando la especie dominante no era acacia negra sino arce. Es decir, no se restituye la comunidad previa al disturbio.

A la vista de los resultados se puede concluir que las intervenciones de este tipo facilitan el avance de la acacia negra en desmedro de las otras especies que constituyen el bosque ribereño en el río Luján. Por lo tanto, las futuras intervenciones planificadas por las autoridades competentes debieran tomar en consideración la dinámica de la vegetación de ribera, la que tanto puede desfavorecer el objetivo hidráulico como implicar una pérdida de diversidad local.

Referencias

- Basílico G.O., De Cabo L. y Faggi A. 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Nueva Serie 17(2): 119-34.
- Catford J.A., Kalisz S., Simberloff D. y Wardle D.A. 2017. A framework for understanding human-driven vegetation change. Oikos 126. pp. 1687-1698.
- Csurhes S. y Markula A. 2016. Honey locust *Gleditsia triacanthos*. State of Queensland, 2016, pp.1-17.
- Fernandez R.D., Ceballos S.J., Malizia A. y Aragón R. 2017. *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: A review of its invasion. Australian Journal of Botany, 65(3), pp. 203-213.
- Gantes P., Falco L., Sánchez Caro A., Nistal A. y Cvitanich L. 2017. La ribera del río Luján: cambios en la estructura del ensamble de especies leñosas siguiendo al desmonte. IX EMEAP. La Plata.
- Hass C.A. 1995. Inundaciones en áreas urbanas e impacto social. El caso de la ciudad de Luján, Bueno Aires, Argentina. Madrid, Anales de Geografía de la Universidad Complutense, pp. 393-399.
- Magurran A. 2004. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Publishing.
- Natale E. y Reinoso H. 2016. The importance of flood events on the establishment of seedlings and cuttings of saltcedar (*Tamarix ramosissima*). Ecologia Austral, 26, pp. 1-6.
- Reyna J., Spalletti P. y Brea J.D. 2007. Riesgo de Inundaciones en el Río Luján. Instituto Nacional del Agua.
- Szitar K., Ónodi G., Somay L., Pándi I., Kucs P. y Kröel-Dulay G. 2014. Recovery of inland sand dune grasslands following the removal of alien pine plantation, Biological Conservation. Elsevier, 171, pp. 52-60.



Modelos matemáticos integrados de humedales y reservorios para la toma de decisiones

Amira Siniscalchi^{1,2}, Jimena Di Maggio^{1,2}, Vanina Estrada^{1,2} y M. Soledad Diaz^{1,2}

¹ Departamento de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Sur (UNS)

² Planta Piloto de Ingeniería Química – PLAPIQUI (UNS-CONICET), Camino La Carrindanga Km 7 (B8000), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

Email: amirasinis@plapiqui.edu.ar

RESUMEN

El incremento en la concentración de nutrientes en cuerpos de agua asociado tanto a la actividad agropecuaria como al vertido de efluentes industriales y residuos domiciliarios, trae como consecuencia la proliferación de cianobacterias potencialmente tóxicas. Una estrategia utilizada para reducir la carga externa de nutrientes por fuentes no puntuales en lagos y reservorios, es la construcción de humedales artificiales.

En este trabajo proponemos la formulación integrada de modelos mecanísticos que describen la dinámica temporal de las principales variables biogeoquímicas de reservorios y humedales artificiales, en un entorno de optimización dinámica, para el diseño óptimo de humedales. El caso de estudio es el embalse Paso de las Piedras que provee agua a dos ciudades bonaerenses. Los resultados numéricos arrojan las áreas óptimas de los humedales. El modelo integrado es una herramienta útil para el planeamiento de la restauración de la calidad del agua.

Palabras claves: EUTROFIZACIÓN - HUMEDALES ARTIFICIALES - MODELOS MECANÍSTICOS.

Introducción

Durante las últimas décadas se ha observado un incremento en la frecuencia e intensidad de las proliferaciones masivas de cianobacterias, registrándose casos en al menos 108 países (Harke et al., 2016). Estos eventos están asociados al aumento en la concentración de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno, en los cuerpos de agua por la descarga de fuentes puntuales (residuos domésticos o industriales) o no puntuales (actividad agrícola-ganadera). Uno de los principales problemas asociados a los blooms de cianobacterias en cuerpos de agua destinados a consumo humano o animal, es la producción de cianotoxinas. En Argentina, se realizó un meta-análisis de datos recolectados durante un período de 70 años (1945-2015) que revela que el 74,3% de los eventos de proliferaciones masivas de cianobacterias excedieron el límite de alerta de Nivel 2 para agua potable y de recreación (100 000 células mL⁻¹) propuesto por la Organización Mundial de la Salud (O'Farrell et al., 2019).

El primer paso en la remediación de la eutrofización antropogénica es la reducción en la carga externa de nutrientes en lagos y reservorios, que para el caso de las fuentes no puntuales una de las estrategias ampliamente utilizadas es la construcción de humedales

artificiales en los que varios procesos fisicoquímicos y biológicos, tales como retención y asimilación por macrófitas, adsorción por los sedimentos, entre otros, están involucrados en la reducción de la concentración de nutrientes. La evaluación de las estrategias de restauración mediada por trabajos de campo y determinaciones experimentales demanda tiempo y dinero, es por esto que el desarrollo de modelos matemáticos resulta de gran interés a la hora del análisis del impacto de las estrategias de remediación.

En este trabajo se propone la formulación de modelos mecanísticos de humedales artificiales y la integración a un modelo de calidad de agua previamente formulado para el Embalse Paso de las Piedras (Estrada et al., 2011), con el objetivo de abordar el diseño óptimo de humedales como estrategia de restauración externa. Los modelos de humedales se integran a los modelos ecológicos de los lagos en un marco de optimización dinámica para obtener como resultados el dimensionamiento de los humedales y la dinámica de las concentraciones de nutrientes y biomasa macrofitas en los humedales.

Caso de estudio

El Embalse Paso de las Piedras, Buenos Aires, Argentina fue construido con el objetivo de abastecer de agua a las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta, y a un polo petroquímico emplazado en el puerto de Ingeniero White. El embalse se clasifica como eutrófico, es un sistema no estratificado, con recurrentes proliferaciones masivas de algas (Fernández et al., 2015), abarcando un área superficial de 36 km², profundidad media de 8,2 m, tiempo de retención de 4 años (Intartaglia y Sala, 1989).

Los afluentes del reservorio son el río Sauce Grande y el arroyo El Divisorio, ambos cursos de agua recorren una importante zona agropecuaria. Durante los años 2006 y 2007 se construyó un humedal artificial a escala piloto a orillas del arroyo El Divisorio, con el objetivo de estudiar la remoción de nutrientes y reducir la carga externa en el embalse (Siniscalchi, 2013).

Materiales y Métodos

Modelo ecológico del Embalse Paso de las Piedras

En trabajos previamente publicados (Estrada et al., 2011), se formuló un modelo ecológico basado en primeros principios en el que se describe la dinámica temporal y espacial (en profundidad) de las comunidades de fitoplancton (diatomeas, clorófitas y cianobacterias), zooplancton (copépodos y cladóceros) y del pez zoopláctofago *Odontesthes bonariensis*, así como también de oxígeno disuelto y las principales especies de nutrientes en el Embalse Paso de las Piedras. El modelo diferencial algebraico resultante fue calibrado frente a datos experimentales obtenidos en el sitio de estudio (Estrada et al., 2009).

Modelo de humedales artificiales

En este trabajo se plantea un modelo mecanístico para un humedal artificial, y se integra al modelo propuesto para el reservorio. Se formulan balances de masa que describen la dinámica temporal de los principales componentes en el humedal, tal como se describe en la ecuación (1),

$$\frac{dC_{H,i,j}}{dt} = \sum_j \frac{\alpha_i * Q_{in,i}}{A_{H,i} h_{H,i}} C_{in,i,j} - \frac{Q_{out,i}}{A_{H,i} h_{H,i}} C_{H,i,j} \pm r_{H,i,j} \quad (1)$$

donde, el set i identifica a los humedales artificiales construidos para el arroyo El Divisorio y el río Sauce Grande (H_{ED} and H_{SG} , respectivamente), mientras que el set j hace referencia a los componentes principales en el

humedal (macrófitas, fosfato, fósforo orgánico, nitrato, amonio, nitrógeno orgánico, carbono orgánico particulado, carbono orgánico disuelto y oxígeno disuelto); $C_{H,i,j}$ es la concentración del componente j en el humedal i ; $Q_{in,i}$ es el caudal de cada tributario; α_i es un factor que indica la fracción de caudal del tributario que se desvía al humedal; $r_{H,i,j}$ es el término de generación neta para el componente j en el humedal i ; $A_{H,i}$ y $h_{H,i}$ corresponden al área y altura del humedal i , respectivamente.

Los términos de generación neta y los perfiles anuales de temperatura, radiación solar, caudales y concentraciones de nutrientes de los tributarios, representan las ecuaciones algebraicas del modelo. Los parámetros asociados a las ecuaciones de generación neta, así como las condiciones iniciales de las variables de los humedales fueron extraídos de la información experimental obtenida a partir del humedal construido en el arroyo El Divisorio (Siniscalchi, 2013).

Problema de optimización dinámica

Para abordar el diseño óptimo de humedales artificiales como herramientas de remediación externa, los modelos mecanísticos integrados de lagos y humedales se formulan en un entorno de optimización dinámica.

La función objetivo (φ) del problema de optimización formulado (Ec. 3), calculada en el tiempo final del horizonte de integración, se plantea como la diferencia cuadrática entre la concentración de fósforo total en el embalse ($C_{FT,Embalse}$) y un valor deseado (C_{ST}) por debajo del límite de eutrofización (0,02 mg/L). Los grados de libertad (variables de optimización) corresponden a las áreas de los humedales construidos para el arroyo el Divisorio ($A_{H_{ED}}$) y el río Sauce Grande ($A_{H_{SG}}$). Por otra parte, se incluye una restricción que evita que la suma de las áreas de ambos humedales sea mayor que la cuarta parte de la superficie del embalse. El problema de control óptimo es implementado en gPROMS (PSEnterprise, 2018).

$$\min \varphi = (C_{FT,Embalse} - C_{ST})^2$$

Sujeto a

Modelo integrado de lagos y humedales

$$C(0) = C^0 \quad (3)$$

$$\begin{aligned} C^{LB} &\leq C \leq C^{UB} \\ 0 &\leq A_{H,i} \leq 900 \text{ ha} \\ A_{H,T} &\leq 900 \text{ ha} \end{aligned}$$

Resultados y Discusión

Los resultados numéricos del problema de optimización formulado con el objetivo de

disminuir la carga externa de nutrientes en el embalse de Paso de las Piedras arrojan valores óptimos de las áreas de los humedales de 6,61 y 2,39 km² para H_{ED} y H_{SG}, respectivamente. La figura 1 muestra concentraciones de fosfato (A), nitrato (B) y fitoplancton total (C) en el embalse, antes y después de la remediación de los tributarios, a lo largo de 12 años y utilizando los valores óptimos de las áreas. Teniendo en cuenta el valor medio del último año considerado para la restauración, la concentración de fosfato en el lago disminuye 2.92% y el fósforo orgánico 6.43%. Con respecto a las especies de nitrógeno, el valor medio anual disminuye 19.4%.

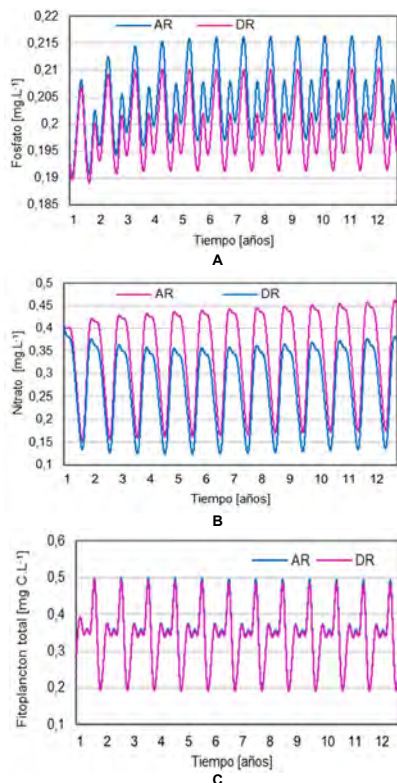


Figura 1. Perfiles temporales de las concentraciones de fosfato (A), nitrato (B) y biomasa de fitoplancton total (C), antes y después de la restauración (AR y DR, respectivamente)

Por otra parte, los resultados numéricos indican que la utilización de humedales como estrategia de restauración, durante 12 años, permite la remoción del 64.8% del fósforo total y el 76.2% del nitrógeno total en el arroyo El Divisorio. Mientras que se logra remover el 46.2 % del fósforo total y el 64% del nitrógeno total en el río

Sauce Grande. En respuesta a la disminución en la carga externa de fósforo y nitrógeno, los resultados numéricos muestran una ligera disminución en la biomasa de fitoplancton total (1.26%) (Figura 1 C), con una reducción del 0,55% en el crecimiento de las cianobacterias.

Conclusiones

La formulación de modelos integrados de humedales y reservorios permite el diseño óptimo de humedales teniendo en cuenta las principales variables de calidad del agua de ambos sistemas simultáneamente.

En particular para nuestro caso de estudio, los resultados muestran que no es suficiente aplicar estrategias externas de remediación, sino que sería necesario también la implementación de estrategias internas para cumplir con el objetivo de mantener la concentración de fósforo total en el embalse por debajo del límite de eutrofización, en el corto o mediano plazo. Estudios experimentales realizados en ecosistemas de agua dulce en distintas partes del mundo han mostrado resultados similares.

Por esto, se puede concluir que los modelos integrados implementados en un entorno de optimización dinámica, son herramientas de gestión de gran utilidad para la planificación y evaluación de la implementación de estrategias internas y externas para la restauración de la calidad del agua.

Referencias

- Estrada V., Parodi E.R. y Diaz M.S. 2009. Determination of biogeochemical parameters in eutrophication models with simultaneous dynamic optimization approaches. *Comput. Chem. Eng.*, 33: 1760-1769.
- Estrada V., Di Maggio J. y Diaz M.S. 2011. Water sustainability: a system engineering approach to restoration of eutrophic lakes. *Comput. Chem. Eng.*, 35: 1598-1613.
- Fernández C., Estrada V. y Parodi E. 2015. Factors triggering cyanobacteria dominance and succession during blooms in a hypereutrophic drinking water supply reservoir. *Water Air Soil Pollut.*, 226: 73-85.
- Harke M.J., Steffen M.M., Gobler C.J., Otten T.G., Wilhelm S.W., Wood S.A. y Paerl H.W. 2016. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*, 54: 4-20.
- Intartaglia C. y Sala S.E. 1989. Variación estacional del fitoplancton en un lago no estratificado: embalse Paso de las Piedras, Argentina. *Braz J Biol.*, 49: 873-882.
- O'Farrell I., Motta C., Forastier M., Pollac P., Otaño S., Devercellic M., Meichtry N. y Lombardo R. 2019. Ecological meta-analysis of bloom forming planktonic cyanobacteria in Argentina. *Harmful Algae*, 83: 1-13.
- PSEnterprise Ltd. 2018. gPROMS Advanced User Guide-release 2.3. Process Systems Enterprise Ltd, London.
- Siniscalchi A.G. 2013. Fitorremediación de un arroyo eutrofizado mediante el cultivo de dos especies autóctonas: *Senecio bonariensis* (Compositae) y *Cladophora surera* (Chlorophyta). <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/507>.



Modelado Matemático con Enfoque en Optimización Dinámica para el Manejo de Servicios Ecosistémicos de la Cuenca del Lago Chasicó (Buenos Aires)

Amira Siniscalchi^{1,3}, Rubén Lara² y Soledad Díaz^{1,3}

¹ Departamento de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

² Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET), Camino La Carrindanga km7, Bahía Blanca, Argentina.

³ Planta Piloto de Ingeniería Química-PLAPIQUI (UNS-CONICET), Camino la Carrindanga km 7, Bahía Blanca 8000, Argentina.

Email: sdiaz@plapiqui.edu.ar

RESUMEN

En este trabajo proponemos el uso de un modelo matemático con un enfoque de optimización dinámica, como una herramienta para la toma de decisiones sobre el manejo y uso de servicios ecosistémicos de la cuenca endorreica del lago salado Chasicó. Dicho lago sufre variaciones de volumen y salinidad afectando la pesca del pejerrey, actividad económica importante de la región. Los resultados numéricos muestran perfiles de la variación del volumen y salinidad del lago a lo largo del tiempo. Por otro lado, se obtienen los requerimientos hídricos de un cultivo de *C. quinoa* y de especies forestales nativas (*Prosopis spp.*). Los servicios ecosistémicos de regulación de flujo de agua son los de mayor valor monetario y los servicios de aprovisionamiento adquieren mayor importancia cuando los servicios de regulación se consideran previamente.

Palabras claves: MODELADO MATEMÁTICO - OPTIMIZACIÓN DINÁMICA - SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

Introducción

La identificación y valoración de los servicios ecosistémicos es muy importante para todas las decisiones que involucran el uso de los mismos. Según de Groot et al., (2012), los servicios ecosistémicos de regulación de flujos de agua, son los de mayor valor en unidades monetarias ya que la pérdida de estos servicios, tiene como consecuencias inundaciones y sequías. El límite entre la conservación y la explotación de los recursos naturales es un problema que la humanidad viene enfrentando en estos últimos tiempos (Grupta y Kumar, 2018) y planificar estrategias de manejo del suelo y del agua, sobre todo en zonas semiáridas, se ha vuelto una tarea difícil. En este marco, hemos identificado y evaluado en forma global los servicios ecosistémicos que brinda un sector de la cuenca endorreica del lago Chasicó para evaluar las acciones que pueden ser implementadas como propuestas de manejo. Para esto hemos extendido un modelo matemático ya desarrollado por el grupo (Siniscalchi et al., 2018) donde formulamos una optimización dinámica para la amortización de eventos hidrológicos extremos

que están relacionados con las oscilaciones de salinidad del lago y como consecuencia la pérdida o reducción de la pesca deportiva del pejerrey. En dicho modelo hemos propuesto almacenar agua en épocas de lluvias abundantes y reservarla para irrigar un cultivo resistente a las sequías. También, se incluyó ecuaciones de cálculo de requerimiento hídrico del cultivo propuesto (Siniscalchi et al., 2019). Aquí proponemos incluir la conservación de especies forestales nativas que conforman el bosque xerófilo que ocupa parte de la cuenca, combinando cultivos resistentes a las sequías, con la conservación de servicios ecosistémicos proporcionados por dichos bosques.

En especial, proponemos el uso sustentable de especies del género *Prosopis* ya que son especies cuyos frutos poseen alto valor nutricional como forraje para el ganado y a largo plazo, se puede obtener madera de excelente calidad. En este sentido, el objetivo del presente trabajo es optimizar el uso de un reservorio artificial para mantener la salinidad óptima de reproducción de *Odontesthes bonariensis* durante periodo de sequía y adicionalmente irrigar cultivos de *Chenopodium quinoa* y *Prosopis spp.* Los

problemas de optimización dinámica fueron formulados dentro de un marco de parametrización del vector de control en gPROMS (PSEnterprise, 2017).

Materiales y métodos

Para tener una estimación del capital natural de la región hemos identificado y evaluado en trabajos previos los servicios ecosistémicos que provee la cuenca del lago Chasicó (Siniscalchi et al., 2019). El servicio de regulación de flujo de agua es el de mayor valor monetario. Este servicio lo provee la vegetación de la zona, por lo que es importante su conservación como así también su manejo y uso sostenible. La conservación y el uso del suelo es el segundo servicio en importancia monetaria y es por eso que debe considerarse a la hora de tomar decisiones en la región. En este trabajo, hemos realizado un diseño de plantación con *C. quinoa* combinado con especies forestales del género *Prosopis*. Se cubrió un área de 300 ha con ambas especies (200 ha *C. quinoa* y 100 ha *Prosopis* spp.) y se calculó el requerimiento hídrico de cada una de ellas en un periodo de sequía (precipitaciones de 300 mm anuales).

Modelo matemático

En trabajos previamente publicados (Siniscalchi et al., 2019) hemos formulado un modelo matemático que describe los balances de masa de agua y sal del lago Chasicó. Simulamos un escenario húmedo en el cual se desvió parte del río tributario al lago hacia un reservorio artificial para evitar el desborde del lago. Luego estudiamos mediante simulación un periodo de sequía donde el objetivo fue mantener la salinidad del lago para no perder el recurso pesquero del pejerrey y a su vez irrigar cultivos de quinua. La ecuación (1) describe el balance de masa total de agua del reservorio artificial.

$$\frac{dV_{res}}{dt} = Q_{pp}(t) * A_{\delta H_{2O}} - Evap(t) * A_{\delta H_{2O}} - Q_{res}(t) - Q_{rhQ}(t) - Q_{rhP}(t) \quad (1)$$

Donde, A es el área del reservorio, Q_{pp} son las precipitaciones caídas sobre el reservorio, $Evap$ es la evaporación del mismo, Q_{res} es el caudal desviado hacia el lago Chasicó, Q_{rhQ} y Q_{rhP} son los requerimientos hídricos de los cultivos de *C. quinoa* y *Prosopis* spp., respectivamente. La evapotranspiración real del cultivo de quinua (ETC) se estimó multiplicando la evapotranspiración de un cultivo de referencia ($ET0$) (FAO, 1998) por el coeficiente de cultivo de *C. quinoa* (k_c). El requerimiento hídrico se representó mediante la ecuación (2).

$$Q_{rhQ}(t) = (ETC(t) - Q_{pp}(t)) * A_{cult} \quad (2)$$

Donde A_{cult} es el área cultivada (200 ha) y $Q_{rhQ} \neq 0$ cuando $ETC \geq Q_{pp}$. Por otro lado, plantines de *Prosopis* (66000 árboles en total) cubrirán 100 ha (A_{cult2}) y el riego sería $Q_{rhP} \neq 0$ cuando $ETP \geq Q_{pp}$. El requerimiento hídrico para los plantines de *Prosopis* se representó mediante la ecuación (3),

$$Q_{rhP}(t) = (ETP(t) - Q_{pp}(t)) * A_{cult2} \quad (3)$$

donde ETP es la evapotranspiración real de un cultivo de *Prosopis* calculado como:

$$ETP = k_{cp} * ET0 \quad (4)$$

k_{cp} es la constante de cultivo de *Prosopis* spp.

Optimización dinámica

El problema de control óptimo se formula con el objetivo de mantener la salinidad (Cs) alrededor de 23 kg.m^{-3} durante un periodo de sequía. La función objetivo ($Ec.5$), calculada a lo largo del horizonte de integración, se plantea como la diferencia cuadrática entre la concentración de sal en el lago y el valor deseado. La variable de control del problema de optimización es el caudal desviado desde el reservorio artificial hacia el lago (Q_{res}). El problema de optimización está sujeto al sistema de ecuaciones diferencial algebraico (DAE) que describe la dinámica temporal del volumen y concentración de sal del lago.

$$\min Z = \int_0^{tf} (Cs(t) - 23)^2 dt \quad (5)$$

Sujeto a

Sistema DAE (1)-(4)

$$Cs(0) = Cs^0 \quad V_{res} = V_{res}^0, \quad Cs^L \leq Cs \leq Cs^U, \quad V^L \leq V \leq V^U$$

Donde Cs^0 es la concentración inicial de sal (23 kg.m^{-3}), V_{res}^0 es el volumen inicial del reservorio artificial (100 hm^3), Cs^L y Cs^U son las cotas inferior y superior de la concentración de sal ($23\text{-}28 \text{ kg.m}^{-3}$, respectivamente), V^L y V^U son las cotas inferior y superior del volumen del lago (475 y 485 hm^3 , respectivamente).

Resultados y discusión

En la figura 1 se muestran los perfiles de entrada de agua hacia el lago Chasicó durante un periodo de sequía. Puede verse como la variable de control aumenta su caudal al disminuir las entradas naturales hacia el lago. En la figura 2 se muestra el volumen y la salinidad del lago Chasicó durante un periodo de sequía. Puede observarse cómo el control sobre el volumen evita que la salinidad aumente a valores perjudiciales para la reproducción de *O. bonariensis*. Por otro lado, en la figura 3 se muestran los requerimientos hídricos para *C. quinoa* y *Prosopis* spp. Para el cultivo de

quinua de 200 ha se requerirán 159190.5 m³ de agua en total y los plantines de Prosopis no necesitarían riego adicional ($Q_{rhp} = 0$). Además, el agua del reservorio (100 hm³) mitigaría una sequía de un año y medio, logrando un mantenimiento del recurso pesquero.

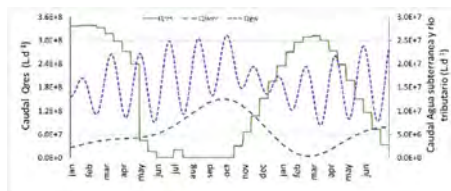


Figura 1: Caudales de entrada en el lago Chasicó. Nótese Q_{res} como varía según los caudales del río (Q_{river}) y agua subterránea (Q_{gw})

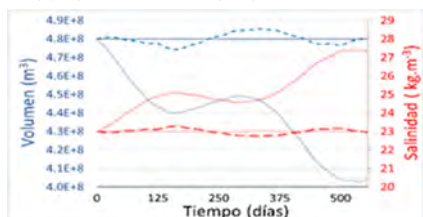


Figura 2. Control del volumen y salinidad del lago Chasicó. Las líneas horizontales muestran el valor óptimo a alcanzar. Las líneas rojas representan la salinidad y las azules el volumen.



Figura 3. Requerimiento hídrico de un cultivo de quinoa (Q_{rhp}) y de Prosopis (Q_{rhp}). Se muestra las precipitaciones (Q_{pp}) y el riego que requeriría cada uno de los cultivos. La evapotranspiración real de quinoa coincide con Q_{rhp} dando un valor máximo de 2.7 L.d⁻¹.m⁻². ETP es la Evapotranspiración real de Prosopis como puede observarse no excede las lluvias y por lo tanto el $Q_{rhp}=0$.

Con los cultivos de quinoa, considerando un rinde promedio de 2 t. ha⁻¹.año⁻¹ se obtendría una ganancia de US\$ 1.5 millones, y a largo plazo, las especies de Prosopis pueden aportar servicios de provisión de: madera, alimento humano, forraje para ganado, excipientes y laxantes (industria farmacéutica). En 2016 en Argentina, se produjeron 7000 tn/año de madera de *P. caldenia*, *P. alipataco* y *P. flexuosa*. La tonelada de estas especies ronda los US\$ 45 (MAYDS, 2018). Estos servicios aportarían ingresos económicos a la

región. Adicionalmente, la siembra de forestales previene la erosión hídrica y eólica de los suelos, conservando el segundo servicio en importancia económica.

Conclusiones

El reservorio creado en un período húmedo pudo proporcionar una corriente de entrada al lago Chasicó durante el período seco de 18 meses como así también proporcionar agua para riego de un cultivo de quinoa (200 ha). También se obtuvieron los perfiles de requerimiento hídrico de los cultivos y pudo determinarse que plantines de Prosopis pueden plantarse sin riego adicional bajo las condiciones simuladas. La regulación de los flujos de agua corresponde a los servicios ecosistémicos con el mayor valor económico para la cuenca donde se encuentra el lago Chasicó. Los modelos dinámicos proporcionan información útil para la regulación del flujo de agua y la toma de decisiones en el uso de la misma. Los servicios ecosistémicos de regulación de flujo de agua son los de mayor valor monetario y los servicios de aprovisionamiento de tierras adquieren mayor importancia cuando los servicios de regulación se consideran previamente.

Referencias

- de Groot R.S., Brander L., van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S. y Kumar ,P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1: 50–61.
- FAO. 1998. *Evapotranspiración del cultivo: Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. ISSN 0254-5293. p.322.
- Grupta R. y Kumar G. 2018. Scenario planning for water resource management in semiarid zone. *Physics and Chemistry of the Earth*. 105: 290-299.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2018. *Anuario de Estadística Forestal. Especies Nativas 2016*. 82pp.
- Process Systems Enterprise. 2017, gPROMS, www.psenterprise.com/gproms.
- Siniscalchi A.G., Kopprio G., Raniolo L.A., Gómez E.A., Díaz M.S. y Lara R.J. 2018. Mathematical modelling for ecohydrological management of an endangered endorheic salt lake in the semiarid Pampean region, Argentina. *Journal of Hydrology* 563: 778–789.
- Siniscalchi A.G., García Prieto VC., Raniolo A., Gómez E., Lara R.J. y Díaz M.S. 2019. Ecosystem Services Valuation and Ecohydrological Management in Salt Lakes with Advanced Dynamic Optimization Strategies. *Computer Aided Chemical Engineering* 46:1579-1584.



La arena como reservorio de la contaminación fecal en playas de la ribera sur del Río de La Plata

Jimena C. Suarez¹ y Alejandro Mariñelarena¹

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA - UNLP - CONICET). La Plata (1900) - Buenos Aires - Argentina.

Email: suarezjimena@ilpla.edu.ar

RESUMEN

Las playas son susceptibles de sufrir contaminación fecal implicando un riesgo sanitario para los usuarios. En los monitoreos para uso recreacional se evalúa la calidad bacteriológica del agua pero no la de la arena. Sin embargo, ésta funciona como un filtro natural que retiene partículas y le provee soporte y refugio a los microorganismos. En este estudio se analizaron muestras de arena de distintos estratos hasta los 20 cm de profundidad en dos playas de la ribera Sur del Río de La Plata para determinar la presencia y numerosidad de bacterias indicadoras de contaminación fecal y de bacterias heterótrofas. La concentración de bacterias indicadoras fue diferente entre las playas pero en ambas los valores mayores se encontraron en los estratos superficiales y fueron declinando con la profundidad. Las bacterias heterótrofas mostraron concentraciones entre 10^4 y 10^5 UFC/gr en todos los estratos analizados de ambas playas.

Palabras claves: ARENA – PLAYAS – CONTAMINACION FECAL.

Introducción

La contaminación de los sistemas acuáticos es un problema mundial debido a los desechos domésticos e industriales que se vierten sin tratamiento previo o pobremente tratados. La eliminación inadecuada de excretas es uno de los problemas sanitarios más críticos que, además de contaminar los recursos hídricos, se asocia a la transmisión de enfermedades intestinales producidas por bacterias, virus y parásitos (WheelerAlm et al., 2003). Para conocer la calidad bacteriológica de las aguas recreacionales se utilizan índices basados en detectar microorganismos indicadores de contaminación fecal como *Escherichiacoli* y coliformes fecales, que forman parte de la flora intestinal de humanos y animales de sangre caliente y su presencia en el agua implica la existencia de materia fecal (USEPA, 1986). La arena de las playas funciona como un filtro natural que atrapa partículas, materia orgánica y microorganismos que arrastra el agua, representando un riesgo sanitario para los que mantienen contacto directo con ella (Hijnen et al., 2004). La franja costera sur del Río de La Plata recibe aguas residuales domésticas e industriales de fuentes puntuales y difusas de contaminación fecal. Los colectores cloacales

son un ejemplo de las puntuales, mientras que los desagües de arroyos y canales, sumado a la planicie de inundación costera, de las difusas. Según estudios realizados en la región (Brazeiro, A. et al. 2005, Menendez et al. 2011), estos aportes comprometen la calidad del agua litoral y de las playas de ese sector. El objetivo de este trabajo fue estudiar los patrones de distribución de las bacterias indicadoras de contaminación fecal a distintas profundidades en la arena ribereña y analizar las relaciones numéricas y espaciales de las mismas dentro de la comunidad bacteriana total. Estos resultados pueden contribuir a la generación de conocimiento actualizado sobre el estado sanitario de la zona de estudio y evaluar posibles efectos y riesgos para los usuarios que frecuentan estas playas con fines recreativos o deportivos.

Materiales y Métodos

Se seleccionaron las playas Punta Lara y Bagliardi por estar situadas a distintas distancias del foco de contaminación puntual más importante de la zona, Punta Lara a 16,4km aguas arriba y Bagliardi a 800 m aguas abajo. Se realizaron dos muestreos en la zona intermareal de cada playa, en los que se

obtuvieron muestras de arena por triplicado con un sacabocados cilíndrico de 4 cm de diámetro, hasta los 20 cm de profundidad. Las muestras se fraccionaron en secciones de arena de 2 cm de profundidad hasta los 10 cm y luego de 5 cm hasta los 20 cm. Las fracciones se dispusieron en recipientes plásticos estériles que se mantuvieron refrigerados hasta su análisis. Los recuentos de *E.coli* y coliformes fecales se realizaron según la norma estandarizada de filtración por membrana (ISO 9308-1:2000) utilizando el medio de cultivo cromogénico CHROMagar ECC (CHROMagar Microbiology, Paris, France). Para los de bacterias heterotróficas se utilizó la técnica de recuento de heterotróficas en placa (APHA 9215 D.) con el medio de cultivo Agar Triptona de Soja (OXOID CM0131).

Resultados

En ambas playas la cantidad de bacterias indicadoras de contaminación fecal disminuyó con la profundidad. En Punta Lara se encontraron resultados positivos hasta los 6-8 cm mientras que en Bagliardi hasta los 20 cm. Bagliardi presentó valores de *E.coli* y Coliformes fecales superiores a los de Punta Lara en todos los niveles. En Punta Lara todos los recuentos fueron inferiores a 10 UFC/gr mientras que en Bagliardi esa condición se evidenció recién por debajo de los 8 cm de profundidad (Fig. 1). Los recuentos de bacterias heterotróficas fueron de 10^4 y 10^5 UFC/gr en ambas playas. Se detectó una

disminución con la profundidad y a partir de los 4 cm, los valores fueron significativamente mayores en Bagliardi que en Punta Lara (Fig.2)

Discusión y Conclusiones

Estos resultados demuestran la capacidad de los estratos superficiales de la arena para retener y concentrar los microorganismos que provienen del agua. La playa Bagliardi, la más cercana al foco puntual de contaminación, presentó recuentos más elevados de bacterias indicadoras de contaminación fecal y hasta mayor profundidad que la playa Punta Lara. Esto supone un riesgo sanitario para los usuarios que, aun sin sumergirse en el agua, mantienen contacto directo con la arena como es el caso de los niños, que permanecen en la zona intermareal durante horas realizando actividades lúdicas. Numerosos trabajos se han enfocado en analizar mediante estudios epidemiológicos la asociación entre elevadas concentraciones de organismos indicadores de contaminación fecal en la arena de las playas y el riesgo de contraer enfermedades entéricas (Zmirou et al., 2003). Sin embargo, la normativa para el uso recreacional de las playas, solo se basa en valores límites establecidos para la calidad del agua y no existen tales pautas regulatorias para la arena. A partir de la información generada en este estudio y otros similares, se podrán establecer valores guía para determinar si la arena de una playa es apta para el contacto directo de los visitantes.

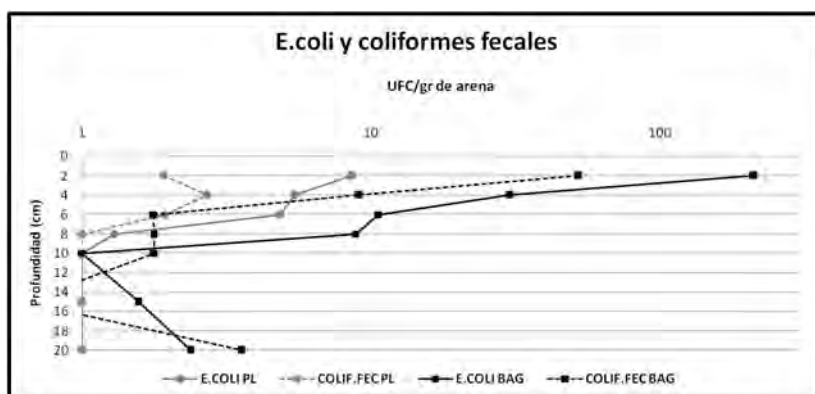


Fig.1. Bacterias indicadoras de contaminación fecal (*E.coli* y coliformes fecales) en las profundidades analizadas de la arena (UFC/g). PL = Punta Lara, BAG= Bagliardi.

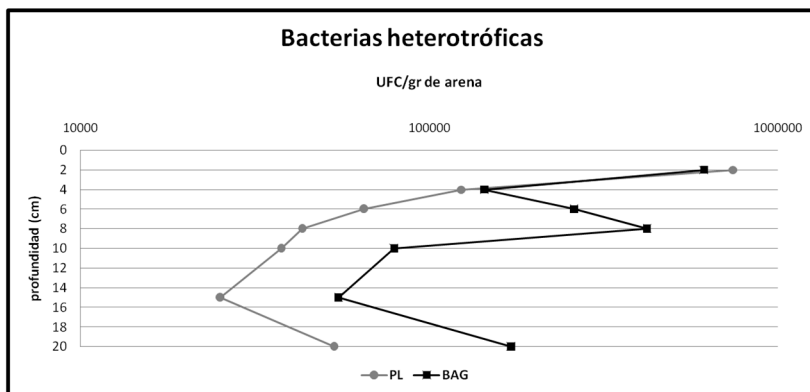


Fig. 2. Bacterias heterotróficas presentes en las profundidades analizadas de la arena (UFC/g). PL = Punta Lara, BAG= Bagliardi.

Referencias

- APHA. 1999. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 1999 20th Edition.
- Brazeiro A. et al. 2005. Análisis diagnóstico transfronterizo del Río de la Plata y su frente marítimo. Proyecto "Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats" FREPLATA.
- Hijnen, W.A.M., Schijven J F., Bonnucci P., Visser A. y Medema G.J. 2004. Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. Water Science and Technology, 147-154.
- Menendez A.N., Lopolito M.F. y Badano N.D. 2011. Evaluación de la calidad del agua en la franja costera sur del Río de La Plata mediante modelación numérica. Instituto Nacional del Agua, Laboratorio de Hidráulica, Buenos Aires.
- Norma Española UNE-EN ISO 9308- 1. Detección y recuento de *Escherichia coli* y de bacterias coliformes. Parte 1: Método de filtración de membrana (ISO 9308-1:2000). 2000.
- US EPA. 440/5-84-002. Ambient Water Quality Criteria for Bacteria U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development National.
- Wheeler Alm E., Burke J. y Spain A. 2003. Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. Water Research 37: 3978–3982.
- Zmirou D., Pena L., Ledrans M. y Letertre A. 2003. Risks Associated with the Microbiological Quality of Bodies of Fresh and Marine Water Used for Recreational Purposes: Summary Estimates Based on Published Epidemiological Studies. Archives of Environmental Health: An International Journal.

¿Es posible utilizar a los hongos que colonizan restos foliares de *Typha latifolia* L. como indicadores de la calidad del agua de bañados de desborde fluvial de la llanura pampeana?

Alan Santiago Tarda^{1,2}, Mario Saparrat^{2,3,4} y Nora Gómez^{1,2}

¹ Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet” (ILPLA) (CONICET La Plata, UNLP), CC 712, 1900, La Plata, Argentina.

² Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, La Plata, Argentina.

³ Instituto de Fisiología Vegetal (INFIVE) (CONICET La Plata, UNLP), Diag. 113 y 61, CC 327, 1900 La Plata, Argentina.

⁴ Instituto de Botánica Carlos Spegazzini, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, 53 n° 477, 1900 La Plata, Argentina.

Email: santiagotarda@ilpla.edu.ar

RESUMEN

Se estudió el ensamble fúngico y su vinculación con la calidad del agua en cuatro bañados de desborde fluvial en la llanura Pampeana. Para el estudio del mismo se utilizaron hojas en descomposición de *T. latifolia* a partir de las cuales se estimó la tasa de esporulación y el análisis del ensamble fúngico. Por medio del análisis de RDA se reconocieron dos ensambles, el primero vinculado a mayores concentraciones de nutrientes y materia orgánica, compuesto principalmente por hongos dematiáceos. Por otra parte, el segundo ensamble se vinculó a mayores concentraciones de oxígeno y pH conformado principalmente por hongos Ingoldianos. En base a los resultados obtenidos observamos una relación entre la composición del ensamble fúngico y la calidad del agua, lo que indicaría su potencial utilización como bioindicadores.

Palabras claves: HONGOS ACUÁTICOS - INDICADORES BIOLÓGICOS - BAÑADOS DE DESBORDE.

Introducción

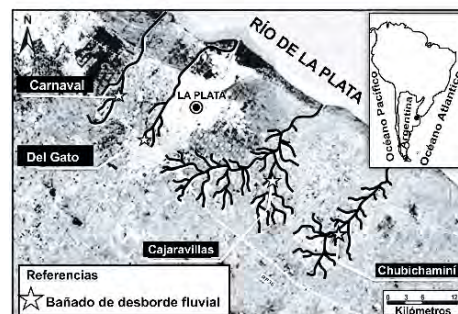
Los hongos son componentes clave en los ecosistemas acuáticos, cumpliendo roles en la descomposición de la materia orgánica (ya sea de origen autóctono como alóctono). *Typha latifolia* (L. 1753; Typhaceae) L. es una de las macrófitas emergentes que se desarrollan frecuentemente en los bañados de desborde fluvial de la llanura pampeana, conformando filtros verdes. Esta macrófita constituye una de las principales fuentes de ingreso de materia orgánica a estos ambientes. Los hongos acuáticos asociados a la descomposición de la materia orgánica pueden ser afectados por las diferentes condiciones ambientales. El objetivo de este trabajo fue analizar los efectos de la calidad del agua en los ensambles de hongos acuáticos dematiáceos e Ingoldianos y su potencial como indicadores de cambios en las

condiciones físico-químicas del agua en los bañados de desborde fluvial.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Figura 1. Área de estudio, ubicación de los bañados de desborde fluvial seleccionados para este estudio.



El estudio se realizó en bañados de desborde fluvial localizados en cuatro arroyos en la llanura Pampeana (Fig. 1). Dos de estos arroyos están situados en áreas rurales con ganadería extensiva y los otros dos en áreas suburbanas con actividad agrícola.

Análisis del agua en el campo y en el laboratorio

Se registraron parámetros físico-químicos de campo y se colectaron muestras de agua para estimar las concentraciones de DBO₅, DQO y nutrientes siguiendo el protocolo de APHA (1998).

Esporulación *in vitro* y abundancia de taxa fúngicas

La tasa de esporulación fúngica se estimó siguiendo la metodología propuesta por Romaní et al (2009), utilizando fragmentos de hojas de *Typha latifolia* previamente sumergidas en los bañados durante de 40 días en el verano y principios del invierno de 2018. Las esporas se identificaron mediante claves micológicas específicas utilizando bibliografía de referencia (Seifert et al 2011).

Análisis de datos

Se realizó un análisis de redundancia (RDA) con la finalidad de explorar la relación entre la composición del ensamble fúngico y las variables físico-químicas del agua de los bañados.

Resultados y Discusión

Los bañados Chubichamini y Cajaravillas tienen mayores valores de conductividad, pH, y saturación de oxígeno (Tabla 1). Por otro lado, los bañados del Gato y Carnaval, presentaron mayores concentraciones de nutrientes (P y N) y materia orgánica (Tabla 1).

En el análisis RDA, el primer eje, que explicó un 41,5% de la varianza, se relaciona con altos niveles de nutrientes (N y P), materia orgánica y temperatura. Sobre este eje se encuentra asociado un primer ensamble de taxa fúngicos referenciados en rojo en la Figura 2. Por otro lado, el segundo eje, que explicó el 23,8 % de la varianza, estuvo vinculado con mayores concentraciones de oxígeno disuelto y mayor pH. A este eje estuvo vinculado un ensamble fúngico conformado por taxa referenciados en azul (Figura 2).

Conclusiones

Los resultados alcanzados en este estudio sugieren que la estructura de los ensambles de hongos son capaces de responder a distintas

características del agua. En tal sentido es posible advertir que algunos taxa de dematiaceos son más tolerantes al deterioro de la calidad del agua. Sin embargo, para definir los rangos y tolerancias de los hongos analizados se requiere disponer de una base de datos más amplia, que incluya un gradiente de la calidad de agua más amplio, a fin de poder emplearlos como biomonitores.

Tabla 1. Promedio de los valores de los parámetros físico-químicos del agua, analizados en los sitios muestreados. Chubichamini (CHU), Cajaravillas (CAJ), del Gato (GAT) y Carnaval (CAR).

	CHU	CAJ	GAT	CAR
OD(mg/L)	5,13	7,23	3,3	4,7
Saturación de OD(%)	52	70	33	45
pH	7,6	7,9	7,3	7,9
Temperatura (°C)	15	15	15	17
Turbidez (UNT)	131	60	156	198
Conductividad (µS/cm)	828	772	396	433
STD (mg/L)	531	495	273	280
P -PO ₄ (mg/L)	0,23	0,32	0,968	1,41
N-NO ₃ (mg/L)	0,04	0,06	0,05	0,06
N-NO ₂ (mg/L)	0,02	0,03	0,08	0,039
N-NH ₄ (mg/L)	0,09	0,08	0,50	0,04
P Total (mg/L)	0,27	0,43	1,02	1,76
N Total (mg/L)	2,11	2,44	11,48	10,01
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	7,5	7	9,75	17
DQO (mg O ₂ /L)	59	53	56	130

Agradecimientos

Este estudio fue subsidiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica PICT 2015-1342 a NG; PICT 2015-1620 a MCNS.

Bibliografía

Romaní Cornet A.M., Artigas J., Camacho A., Graça M.A. y Pascoal C. 2009. La biota de los ríos: los microorganismos heterotróficos. Conceptos y técnicas en ecología fluvial, 2009. Elosegui A. y Sabater S. (eds.), cap. 11, p. 169-218.

Seifert K.A. y Gams W. 2011. The genera of Hyphomycetes–2011 update. *Persoonia: Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi*, 27, 119.

APHA. 1998. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington 1325pp.

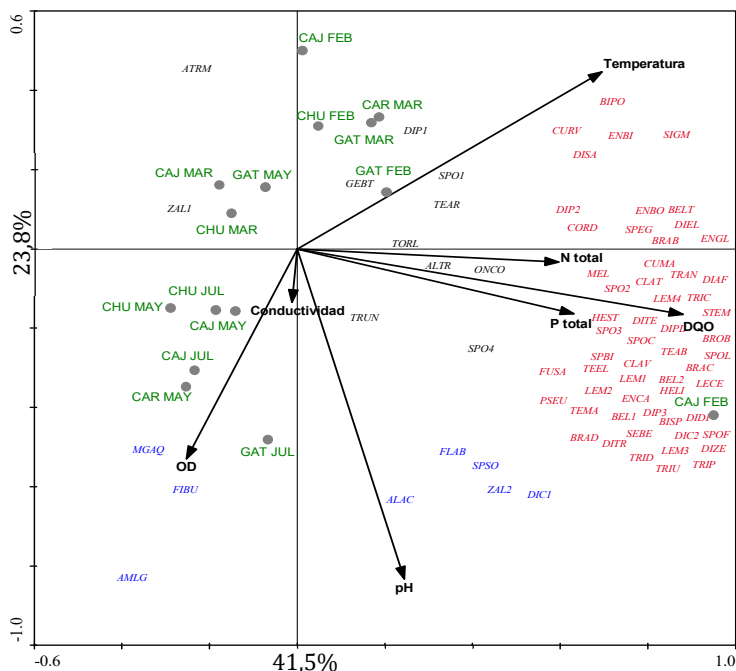


Figura 2. Análisis de redundancia entre las variables ambientales y la abundancia de taxa fúngicos hallados en los sitios analizados. CHU, Chubichamini, CAJ Cajaravillas; GAT, del Gato; CAR, Carnaval. FEB, Febrero; MAR, Marzo; MAY, Mayo; JUL, Julio. AMLG, *Amniculicola longissima*; GEBT, *Gemmulina botryosa*; MGAQ, *Margaritispora aquatica*; ARTM, *Arthriniun* sp.; ZAL1, *Zalerion* sp.1; FIBU, *Fibulotaeniella* sp.; TORL, *Torula* sp.; CORD, *Cordana* sp.; DIP2, *Diplococcium* sp.2; DIP1, *Diplococcium* sp.1; CURV, *Curvularia* sp.; TEAR, *Tetraploa aristata*; STEM, *Stemphylium* sp.; BIPO, *Bipolaris* sp.; ALTR, *Alternaria* sp.; ALAC, *Alatospora acuminata*; ENBI, *Endophragmiella biseptata*;

SIGM *Sigmoidea* sp.; BRAC *Brachysporium* sp.; TRUN *Truncatella* sp. ENGL *Endophragmiella globulosa*; BRAB *Brachysporium britannicum*; SPSO *Sporidesmium socium*; FUSA *Fusarium* sp.; BELT *Beltrania* sp.; DIC1 *Dictyosporium* sp.1; TEEL *Tetraploa ellisii*; TRIC *Tricladium* sp.; LEM1 *Lemonnieria* sp.1; TEMA *Tetracladium* marchalianum; ONCO *Oncopodium* sp. ENBO *Endophragmiella boothii*; PSEU *Pseudotetraploa* sp.;

SPO3, *Sporidesmium* sp. 3; DISA, *Dictyoarthrinium sacchari*; SPO4, *Sporidesmium* sp.4; DIAF, *Dictyoarthrinium africanum*; SPEG, *Spegazzinia* sp.; SPO1, *Sporidesmium* sp.1; CLAV, *Clavatospora* sp.; TRAN, *Tricladium anomalum*; SPO2, *Sporidesmium* sp. 2 ; BROB, *Brachysporium obovatum*; TRID, *Tridentaria* sp.; DIEL, *Dictyosporium elegans*; DIP3, *Diplococcium* sp. 3; ENCA, *Endophragmiella cambrensis*; ZAL2, *Zalerion* sp.2; HEST, *Heliscella stellate*; TRIU, *Triscelosphorus* sp.; TEAB, *Tetraploa abortiva*; SPBI, *Sporidesmium bicolor*; LEM2, *Lemonnieria* sp.2; DIPL, *Diploccladiella* sp.; CUMA, *Cumulospora* sp.; CLAT, *Clathroconium* sp.; BEL1, *Beltraniella* sp.1; DIDI, *Dictyosporium digitatum*; DIZE, *Dictyosporium zeylanicum*; DITE, *Dictyosporium tetraseriale*; LECE, *Lemonnieria centrosphaera*; BEL2, *Beltraniella* sp.2; BRAD, *Brachysporium dinglayae*; BISP, *Bispora* sp.; SEBE, *Pseudobeltrania* sp.; SPOC, *Sporidesmium cookei*; SPOF, *Sporidesmium coffeicola*; SPOL, *Sporidesmium leptosporum*; DITR, *Dictyosporium triseriale*; DIC2, *Dictyosporium* sp.2; LEM3, *Lemonnieria* sp.3; FLAB, *Flabelliospora* sp.; MELA, *Melanocephala* sp.; LEM4, *Lemonnieria* sp.4; HELI, *Helicosporium* sp.; TRIP, *Tricladium patulum*.

Evaluación Preliminar de la Cuenca del río Ctalamochita para la gestión integral del recurso hídrico, provincia de Córdoba, Argentina.

Germán E. Tissera¹, Gabriela A. Cejas² y Adán Gonzalez²

¹ Municipalidad de Villa María – Mendoza esq. Antonio Sobral (X5900), Villa María, Córdoba, Argentina. ² Universidad Nacional de Villa María.

Email: germantissera@hotmail.com

RESUMEN

En la Cuenca del Ctalamochita se ha desarrollado una investigación aplicada que integra la geología, geomorfología y la hidrología; con interpretaciones actualizadas basadas en los registros hidrológicos como así también de evaluaciones referentes a la cuantificación de los recursos hídricos disponibles. Se definieron para este estudio, 15 puntos de aforo, la distribución de las estaciones ha sido realizada con la intención de obtener datos principalmente de la parte alta de la cuenca. La metodología de aforo empleada fue molinete hidrométrico. Los datos corresponden a un ciclo hidrológico completo, en la parte alta de la cuenca, el río Quillinzo presentó los mayores valores absolutos, se observó una relación directa entre los valores aforados y el régimen de precipitaciones. En el caso de la parte media de la cuenca, se observa que en verano, el caudal disminuye aguas abajo (río perdedor). En otoño, los caudales aumentan aguas abajo (río ganador).

Palabras Claves: CUENCA CTALAMOCHITA - HIDROLOGÍA AMBIENTAL.

Introducción

La cuenca del río Ctalamochita (o Tercero) pertenece a la gran cuenca del río Carcarañá, siendo el Ctalamochita el principal río de la cuenca, junto con el arroyo Las Tortugas y el río Saladillo, teniendo este último como principal afluente al río Cuarto. Su cuenca activa, es la más extensa de todos los ríos del territorio de la provincia de Córdoba.

La figura 1 muestra las mencionadas cuencas y con mayor detalle, la cuenca del Ctalamochita.

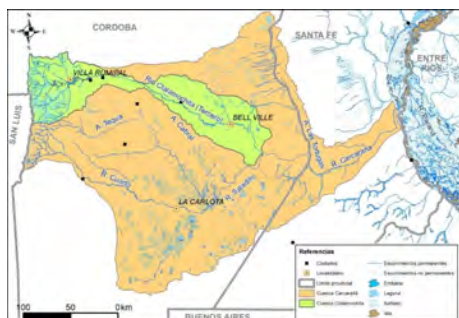


Fig. 1. Cuenca del río Carcarañá y sub cuenca del río Ctalamochita.

El trazado de la cuenca del río Carcarañá se obtuvo de la base de datos de la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación, y fue ajustada sólo en el extremo NO, perteneciente a la cuenca del Ctalamochita.

Con la finalidad de conocer los problemas ambientales de mayor alcance, se ha desarrollado el presente estudio el cual constituye una investigación aplicada que integra la geología, por ocuparse de los elementos más estables y duraderos de la superficie terrestre; geomorfología, por la acción dinámica y evolutiva que tiene el paisaje; la hidrología, por la consideración de los recursos hídricos y su acción mecánica (erosión/acumulación).

Materiales y métodos

La cuenca del río Ctalamochita tiene sus nacientes, en la vertiente oriental de las Sierras Grandes. Los escurrimientos principales son los ríos Santa Rosa, Quillinzo, de la Cruz y el arroyo Amboy con destino hacia el embalse Río Tercero; el río Grande y el arroyo Lutti hacia el embalse Cerro Pelado; el arroyo san Antonio hacia el arroyo corto y el arroyo Soconcho, con destino al embalse Piedras Moras.

La parte alta de la cuenca posee una extensión de 3.825 km², representando el 36% del total de la cuenca del Ctlamochita.

La cuenca media/baja, se ha definido como aquella superficie de aporte de aguas superficiales desde la salida del río Ctlamochita del dique Piedras Moras hasta su desembocadura en el río Carcarañá. El cierre de la cuenca Ctlamochita (100 msnm) es el punto donde confluyen los ríos Saladillo y Ctlamochita, para dar origen al Carcarañá.

A gran escala, los escurrimientos se dirigen de oeste a este, llenando bajos temporarios o interceptados por los cursos o canales que los conducen hacia los cauces principales (río Ctlamochita, aliviadero del arroyo Algodón, arroyo Cabral).

Para una mejor interpretación de la cuenca y su red hídrica, se definieron para este estudio, 15 puntos de aforo, los cuales se presentan en el esquema de la figura 2 La distribución de las estaciones ha sido realizada con la intención de obtener datos principalmente de la parte alta de la cuenca.

La metodología de aforo empleada en el presente estudio fue molinete hidrométrico. El principio del método consiste en medir la velocidad del flujo, relevar la sección del cauce

y finalmente, calcular el caudal que está pasando por esa sección.

Hasta el momento de edición del presente informe, se han realizado 11 campañas de aforos, entre los meses de octubre de 2015 y diciembre de 2016.

Resultados

De los resultados obtenidos se muestran los registros correspondientes al año hidrológico 2016. En la parte alta de la cuenca, el río Quillinzo presentó los mayores valores durante cinco meses del período considerado con registros totales de las estaciones de aforo, seguido por el río Santa Rosa (cuatro meses) y el Río Grande (H4) (tres meses).

En la parte media de la cuenca, tomando como referencia los registros del río Ctlamochita en las ciudades de Río Tercero (H6) y Villa María (H7), se observa que durante los meses de enero y febrero, el caudal disminuyó hacia aguas abajo (río perdedor), disminuyendo esta tasa hasta hacerse casi indiferente en marzo (caudales similares en ambos puntos). En abril y mayo, los caudales de Villa María fueron levemente superiores a los de Río Tercero (H6) (río ganador).

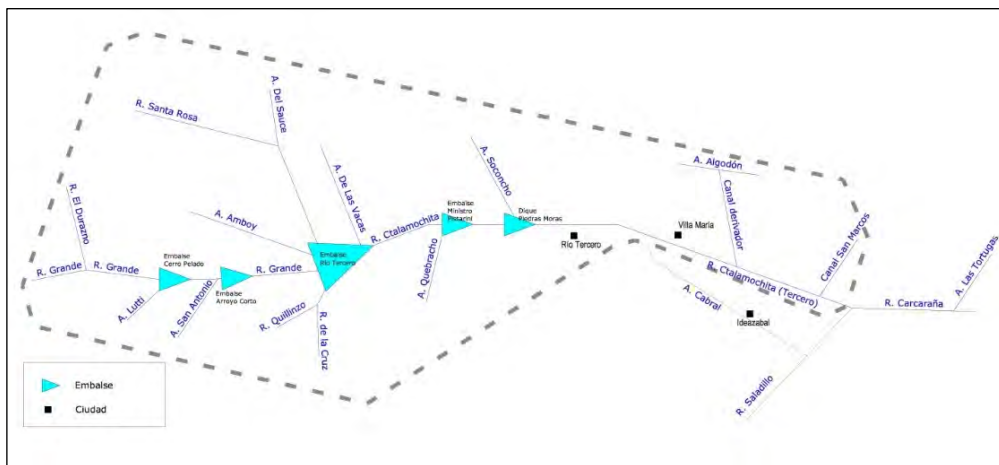


Fig. 2. Esquema de la red de escurrimiento, con puntos de aforo.

En las figuras 3 y 4 se graficaron los caudales de la parte alta de la cuenca, separando aquellos de menor cuantía (escurrimientos menores) para una mejor apreciación. Asimismo, presentan los valores de la precipitación media

de las estaciones de la zona, para los meses en donde se logró registrar caudales.

En ambas gráficas se observa una relación directa entre los valores aforados y el régimen de precipitaciones, a excepción del mes de

enero, en el que los valores aforados son sustancialmente menores a los de febrero, mientras que las precipitaciones son de cuantías similares. Cabe aclarar que, tanto para el caso del mes de enero como para el resto, el valor de caudal corresponde a una lectura puntual realizada en la primera quincena del mes, mientras las precipitaciones son acumuladas en el mes.

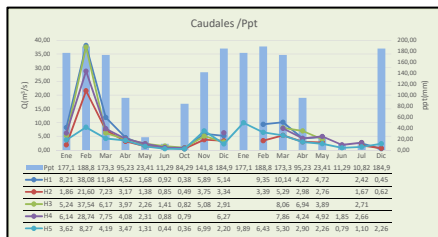


Fig. 3 Caudales aforados en la parte alta de la cuenca del río Ctlamochita.

En la figura 4 en febrero y diciembre de 2015 para el arroyo Lutti (H11) existe un máximo de caudal que se diferencia en cuanto a comportamiento del resto de los arroyos menores esto puede estar relacionado al aporte de agua subterránea al arroyo, durante el verano.

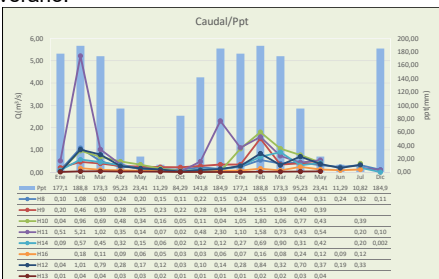


Fig. 4 Caudales aforados en la parte alta de la cuenca del río Ctlamochita, escurrimientos menores.

Más allá de los diferentes órdenes de magnitud, puede observarse un comportamiento sincrónico de todos en los valores aforados en todos los cursos, entre ellos y su mencionada correlación con la precipitación.

Para el caso de la parte media de la cuenca, en la figura 5 se utilizó la precipitación media mensual de la última década de la estación Marcos Juárez la más próxima a las estaciones de aforo con datos oficiales.

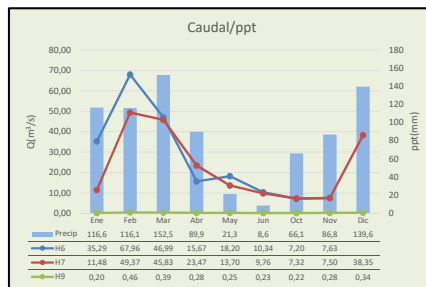


Fig. 5 Caudales aforados en la parte media de la cuenca del río Ctlamochita.

Al igual que en los casos anteriores, las variaciones temporales de los caudales se correlacionan con las precipitaciones, teniendo el pico en el mes de febrero y el mínimo registrado en el mes de junio. Nótese que a pesar de que en la gráfica no alcanza a observarse por una cuestión de escalas, el arroyo Cabral también presenta el mismo comportamiento.

Conclusiones

Las conclusiones corresponden a un ciclo hidrológico completo con datos parciales de caudales. Sin embargo se debe considerar que los registros obtenidos pueden ser orientativos para la toma de decisiones tendientes a un manejo integral de la cuenca.

De los registros tomados en la parte alta de la cuenca, el río Quillínz presento los mayores valores absolutos con registros de series completas de las estaciones de aforo, se observó una relación directa entre los valores aforados y el régimen de precipitaciones, a excepción del mes de enero, en el que los valores son sustancialmente menores a los de febrero, mientras que las precipitaciones son de cuantías similares.

En el caso de la parte media de la cuenca, se observa que en verano, el caudal disminuye aguas abajo (río perdedor). En otoño, los caudales aumentan aguas abajo (río ganador).

Referencias

- Tissera G., Cejas G., Gonzalez A., Preiato S., Scatizza C. y Rodriguez J. 2015. Informe Fase I. Proyecto de evaluación preliminar de cuenca del río Ctlamochita, provincia de Córdoba. Universidad Nacional de Villa María.
- Tissera G., Cejas G., Gonzalez A., Preiato S. y Scatizza C. 2015. Informe Final. Proyecto de evaluación preliminar de cuenca del río Ctlamochita, provincia de Córdoba. Universidad Nacional de Villa María.
- Tissera G. y Cejas G. 2016. Evaluación preliminar de la cuenca del río Ctlamochita. Municipalidad de Villa María y Universidad Nacional de Villa María. 5° *Foro Latinoamericano de Desarrollo Sostenible, la nueva Agenda Urbana, Rosario, Santa Fe, Argentina.*



Bupivacaína como alternativa para el manejo de ejemplares juveniles de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*)

Natalia Urzúa¹, Víctor Salinas², Jimena Messina¹, Miguel Mancini², Carlos Errecalde¹, Guillermo Prieto¹

¹ Farmacología, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta Nacional 36 Km 601, Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

² Acuicultura, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta Nacional 36 Km 601, Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

Email: vsalinas@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

Se utilizó bupivacaína (20 mg/L) para evaluar su acción sobre variables fisiológicas y comportamentales del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en dos condiciones de pH ya que su eficacia depende de este parámetro. Se cuantificó la frecuencia respiratoria basal, los tiempos de pérdida de equilibrio parcial y total, la frecuencia respiratoria en anestesia y el tiempo de recuperación, en dos grupos de 20 peces cada uno, grupo A (pH 8,0) y grupo B (pH 8,9), el resto de las características físico-químicas del agua fueron similares.

La longitud y el peso de los peces, la frecuencia respiratoria basal y el tiempo de pérdida de equilibrio parcial no arrojaron diferencias ($P > 0,05$). En cambio, la frecuencia respiratoria en anestesia, el tiempo para alcanzar este estado y de recuperación, fueron menores a pH 8 ($P < 0,01$). La óptima recuperación y la ausencia de peces muertos en las 96 horas posteriores, permiten concluir en forma preliminar que, bajo condiciones ambientales similares, bupivacaína puede considerarse un fármaco apto para el manejo de *O. bonariensis*, cuya respuesta varía en función del pH del agua.

Palabras claves: PEJERREY – MANEJO – BUPIVACAÍNA.

Introducción

El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) es una especie de amplia distribución que habita en una gran variedad de ambientes de Brasil, Argentina, Chile y Uruguay. Tolerancia un amplio rango de salinidad, temperatura y pH del agua. Por otra parte, ha sido objeto de múltiples y variados estudios, posee un interesante potencial en acuicultura y es el pez emblemático de las pesquerías de la región pampeana (Solimano et al., 2015; Mancini et al., 2016).

Para atenuar el impacto que produce el estrés del manejo en la fisiología de los peces, se utilizan fármacos depresores. No obstante, son pocos los trabajos que han probado la respuesta del pejerrey a la acción de los mismos, aún al ser esta especie muy sensible al manejo y sujeta al transporte de ejemplares juveniles a grandes distancias para efectuar siembras.

La bupivacaína, es un anestésico local del grupo de las amidas. Ejerce su actividad previniendo la generación y conducción de los impulsos nerviosos al bloquear canales de Na⁺ en la membrana nerviosa. Su eficacia

anestésica está influenciada por el pH, ya que su penetración a través de las membranas depende del grado de ionización, cuanto menos ionizada se encuentre mayor la facilidad de pasaje, dependiendo esto de la relación pKa/pH. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la acción de la bupivacaína en *O. bonariensis* y observar la influencia del pH del agua en la respuesta depresora del fármaco.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en la laguna La Helvecia, (Canals, Córdoba). La captura de los peces se realizó con red de arrastre. Previo a la experiencia, los mismos se mantuvieron en una jaula de malla plástica de 1m³ ubicada dentro de la laguna durante el término de dos horas.

Las condiciones del agua fueron, pH: 8,92, temperatura: 25,6 °C y oxígeno disuelto: 6,24 mg/L. Se conformaron dos grupos de 20 ejemplares juveniles extraídos al azar. Para el ensayo con el grupo A, se adicionó bupivacaína a razón de 20 mg/L directamente en el agua, mientras en el grupo B, se empleó la misma

concentración previo ajuste del pH a 8,0 mediante la utilización de bicarbonato de sodio. Se usaron tres contenedores con 30 litros de agua, uno de ellos con la concentración a evaluar y los dos restantes con agua sin el anestésico. Se dispusieron de manera tal de favorecer la circulación rápida de los peces a fin de minimizar el estrés por la manipulación y tiempo transcurrido fuera del agua. La secuencia de trabajo consistió en extraer cada pez de la jaula e introducirlo al primer recipiente con agua libre del anestésico, donde se tomó la frecuencia respiratoria basal luego de la adopción de conducta natatoria normal. Luego, se lo trasladó al recipiente con bupivacaína, donde a partir del ingreso se registró la presencia o ausencia de excitación, tiempo de pérdida de equilibrio parcial, tiempo en alcanzar la anestesia (tiempo total) y la frecuencia respiratoria en este estado. Posteriormente, se midieron y pesaron y por último, se colocaron en el tercer recipiente para evaluar la recuperación y comportamiento; considerando recuperación completa cuando el pez retomó la posición vertical y una conducta natatoria normal. Para valorar la actividad depresora se utilizó una escala de referencia propuesta por Treves-Brown (2000) y Cooke et al., (2004), como se describe en la Tabla 1.

Tabla 1. Etapas de la anestesia en peces.

Estadios y características
1-Sedación ligera: pérdida ligera de reactividad a estímulos externos, equilibrio normal.
2-Pérdida de equilibrio parcial: inicia la pérdida del equilibrio y responde en forma débil al cambio posicional. Pérdida de tono muscular; reacción sólo a estímulos táctiles o de vibración fuertes.
3-Pérdida total del equilibrio: Pérdida total de tono muscular y equilibrio, ventilación opercular rápida (lento con algunos agentes); reacción sólo a estímulos intensos de presión en el pedúnculo caudal.
4-Anestesia: Pérdida de reflejos, movimientos operculares superficiales. No reacción a estímulos intensos de presión en el pedúnculo caudal.
5-Colapso medular: Jadeo seguido del cese de movimientos operculares; paro respiratorio.

Resultados

En la Tabla 2 se muestran los caracteres morfométricos y los parámetros

anestesiológicos post utilización de bupivacaína en *O. bonariensis*.

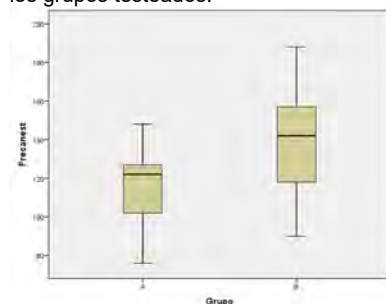
Se registraron diferencias significativas ($P < 0,05$), con menor tiempo en alcanzar la anestesia, una recuperación más rápida y un aumento en la frecuencia respiratoria en anestesia en el grupo B (pH 8,0). Estos resultados se graficaron en las Figuras 1, 2 y 3. En cambio, la frecuencia respiratoria basal, los tiempos de pérdida de equilibrio parcial y a la anestesia, la frecuencia respiratoria en anestesia y el tiempo de recuperación de los peces, no arrojaron diferencias significativas entre grupos. Se observó en cuatro animales de cada experiencia una ligera excitación previa al estado de anestesia. La respiración (amplitud de los movimientos operculares) durante la anestesia en ambos grupos fue más superficial comparado con la basal. No se registraron muertes de los pejerreyes hasta 48 horas posteriores a la experiencia.

Tabla 2. Caracteres morfométricos y parámetros anestesiológicos de la anestesia con bupivacaína en *O. bonariensis*

	Grupo A	Grupo B
Peso (g)	3,2±1,4	3,1±0,1
L. Est. (mm)	69,7±10,3	68,5±7,9
L. Total (mm)	84,1±11,5	81,1±8,2
FRB	109,8±9,0	115,0±10,1
PEP	35,5±9,2	31,0±7,9
TA (°)	114,6±28,1	89,1±19,6
FRA (°)	117,0±17,5	138,0±26,8
TR (°)	419,4±106,6	281,8±75,8
PA	4	4

Referencias. FRB: frecuencia respiratoria basal (mov/min); PEP: tiempo de pérdida equilibrio parcial (segundos); TA: tiempo en alcanzar la anestesia (segundos); FRA: frecuencia respiratoria en anestesia (mov/min); TR: tiempo de recuperación (segundos); PA: número de peces con presencia de excitación; (°): diferencias significativas entre grupos ($P < 0.05$).

Fig.1. Frecuencia respiratoria en anestesia de los grupos testeados.



Discusión y Conclusiones

Diferentes autores proponen que un buen anestésico debe cumplir con una serie de requisitos, no siempre posibles de alcanzar (Ross y Ross, 2000, Guénette et al., 2007). Llanos y Scotto (2010), proponen tres criterios para que un anestésico se use en acuicultura: que el mismo sea efectivo, seguro y económico. La efectividad se refiere a la capacidad de producir el estado de anestesia en un período menor a tres minutos y la recuperación normal de la natación en cinco minutos. Considerando globalmente los ocho minutos, la concentración de 20 mg/L sin ajuste del pH, excede en aproximadamente un 12% este tiempo, pero al ajustar esta variable mejora sustancialmente, cuya justificación estaría dada por la menor ionización del fármaco a pH 8, lo cual facilita su pasaje al sistema nervioso.

Fig. 2. Tiempo a la anestesia (segundos) de los grupos testeados.

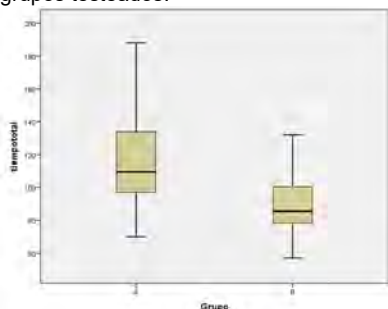
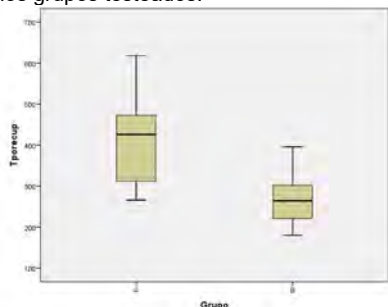


Fig.3. Tiempo de recuperación (segundos) de los grupos testeados.



Se describen en este trabajo los primeros resultados de la utilización de bupivacaína como alternativa para el manejo de *O. bonariensis*. A una concentración de 20 mg/L es seguro, aún a temperaturas elevadas como las aquí

detalladas, sin producir muertes en los peces. La bupivacaína cumple con los criterios de un buen fármaco en acuicultura y mejora su performance con pH próximo a 8.

En virtud de los resultados obtenidos, antes de su administración es importante conocer el pH del agua, debido a que dicha variable posee un rol importante en la rapidez de inducción y en el tiempo de recuperación de los peces post-anestesia.

Agradecimientos

Al club de Caza y Pesca de la laguna La Helvecia por haber facilitado las instalaciones para realizar el trabajo.

Bibliografía

- Cooke J., Suski D., Ostranda G., Tufts L. y Wahl H. 2004 Behavioral and physiological assessment of low concentrations of clove oil anaesthetic for handling and transporting largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Aquaculture*, 239: 509-529.
- Guénette S., Uhland F., Hélie P., Beaudry F. y Vachon P. 2007 Pharmacokinetics of eugenol in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 266: 262-265.
- Llanos C. y Scotto C. 2010 Eugenol como anestésico para labores de manipulación de *Xiphophorus helleri* (Heckel, 1848) (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *The Biologist (Lima)*, 8:179-188.
- Mancini M., Grosman F., Dyer B., García G., del Ponti O., Sanzano P. y Salinas V. 2016. *Pejerreyes del sur de América. Aportes al estado de conocimiento con especial referencia a Odontesthes bonariensis*. UniRío Editora, 279 pp.
- Ross L. y Ross B. 2008. *Anaesthetic and Sedative Techniques for Aquatic Animals*. 3rd. Ed.: Blackwell Publishing. Oxford.
- Solimano P., Garcia de Souza J., Maiztegui T., Baigún C. y Colautti D. 2015. New approaches for growth improvement in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835) culture (Atherinomorpha: Atherinopsidae). *Neotropical Ichthyology* 13(1): 213-220.
- Treves-Brown K. 2000. *Applied Fish Pharmacology*. Springer Science + Business Media BV. Dordrecht.

Evaluación de las interacciones entre agua superficial y subterránea en una cuenca de llanura

Marcelo Varni¹, Rosario Barranquero^{2,3} y Romina Marcovecchio

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff” (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² CINEA. UNICEN-CICPBA. 7000 Tandil, Argentina

³ CONICET, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Argentina
Email: marcelovarni@gmail.com

RESUMEN

La recarga en zonas áridas ha sido estudiada debido a la escasez de agua subterránea para la extracción. Sin embargo, en áreas subhúmedas, el problema de las disminuciones en los niveles de agua subterránea se refleja principalmente en la contribución del flujo base a los cursos de agua superficiales, lo que constituye una alteración fundamental de las condiciones ecológicas de los mismos. Se analizan los registros continuos de nivel de agua subterránea en pozos ubicados en la cuenca del arroyo Del Azul. Se calcula la recarga por el método de fluctuación del nivel freático. La relación entre el nivel de agua subterránea y el flujo base en una sección del arroyo Del Azul se analiza mensualmente. Las variaciones en el flujo base pueden afectar considerablemente la calidad ecológica de la corriente y es relevante para la gestión de los recursos hídricos en el área de influencia de los cuerpos de agua superficial.

Palabras claves: CAUDAL BASE - NIVELES FREÁTICOS CRÍTICOS - FLUCTUACIÓN DEL NIVEL FREÁTICO.

Introducción

La estimación de la recarga de agua subterránea es de gran importancia para la gestión de los recursos hídricos en una región. Además, el flujo de base a los cursos de agua es esencial en los procesos ecológicos en los cursos y en la zona hiporreica (Hashashi y Rosenberry, 2002). En este trabajo, se estimó la recarga mediante el método de fluctuación del nivel freático (WTF) (Healy y Cook, 2002), en la cuenca Del Azul, provincia de Buenos Aires (Fig. 1) y se aplicó a 8 años (2007- 2014) de datos diarios de nivel de agua en 6 pozos ubicados en la zona llana de la cuenca.

Dado que el método WTF tiene una buena discriminación temporal de las variaciones del nivel del agua, se obtuvieron recargas totales y netas mensuales. Estas recargas se relacionan mediante ecuaciones de regresión con otras variables del balance hídrico de la cuenca, principalmente con el flujo base hacia el arroyo Del Azul. Este objetivo permite comprender los procesos hidrológicos en diferentes sectores de la cuenca, incluida la zona más llana que podría ser interesante para otras regiones con áreas llanas extensas. Pero también el objetivo es

contribuir a un estudio más simple de las situaciones de equilibrio, especialmente teniendo en cuenta la escasa disponibilidad de datos y las situaciones de vulnerabilidad relacionadas con el marco del cambio climático en los países subdesarrollados.



Fig. 1. Ubicación de los pozos de registro de nivel freático en la cuenca.

El área de estudio consiste en una gran llanura deprimida hacia el norte y una zona ondulada en el límite sur del partido de Azul (área superior), donde se encuentran las cabeceras del arroyo.

El arroyo Del Azul drena al río Salado, en el NE de la cuenca. El área de transición entre el relieve serrano y el área llana es un relieve suavemente ondulado. Las pendientes de la superficie promedian 5% para el área superior, 0.05-0.1% para el área inferior y 0.2% para el área media.

Materiales y Métodos

Precipitación

Los valores utilizados corresponden a estaciones meteorológicas locales; una de ellas pertenece al Servicio Meteorológico Nacional (SMN), mientras que las otras están ubicadas en los mismos establecimientos donde se ubican los pozos (o en las cercanías). Para asegurar su confiabilidad, los datos de precipitación han sido sometidos a un análisis de correlación entre las diferentes estaciones.

Análisis de la Recarga de Aguas Subterráneas

El Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) tiene una red pozos de monitoreo en toda la cuenca, dentro de los que se encuentran las 6 perforaciones poco profundas que se han utilizado para este trabajo. Poseen alrededor de 6 m de profundidad, 2 a 3 m por debajo del nivel freático, y se encuentran equipados con sensores piezorresistivos para registrar las fluctuaciones del nivel freático en registradores de datos.

La recarga se ha estimado mediante el método WTF, aplicable a los acuíferos freáticos. El método se basa en aceptar que los ascensos en el nivel freático se deben a una recarga que llega al acuífero no confinado. La ecuación utilizada es (Healy y Cook, 2002):

$$R = S_y \frac{\Delta h}{\Delta t}$$

donde R es la recarga, S_y el almacenamiento específico, h el nivel freático y t el tiempo.

Caudal base

El caudal base del arroyo se determinó mediante hidrogramas medidos en la estación Seminario (Fig. 1) y la separación del flujo de superficie del flujo de base se realizó utilizando un filtro digital recursivo (Eckhardt, 2005).

Resultados

Determinación del almacenamiento específico

En la Fig. 2 se puede ver la aplicación del método de estimación de S_y para el pozo LM (Varni et

al., 2013). El valor inverso de la pendiente de la línea dibujada es el valor de S_y . Tenga en cuenta que se ha descartado un punto porque la lluvia que lo causó se consideró dudosa en comparación con otras estaciones cercanas. En este caso el valor de S_y es 0.08. La Tabla 1 muestra los valores de S_y obtenidos para todos los pozos analizados. Todos los valores están en el rango de 0.08-0.12.

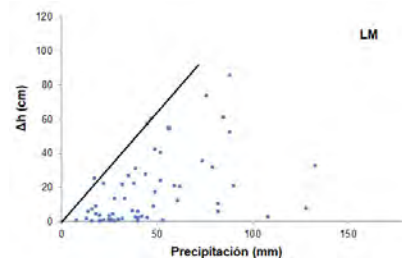


Fig. 2. Determinación gráfica de S_y .

Recarga total mensual

En la Fig. 3 se pueden ver las recargas totales mensuales medias. Se ve que en todos los pozos analizados las recargas mensuales máximas ocurren en otoño y primavera. En verano, las lluvias pueden ser importantes, pero la evapotranspiración determina que la cantidad de agua que llega al nivel freático sea menor. En invierno, la evapotranspiración es muy baja, pero también las precipitaciones son mínimas.

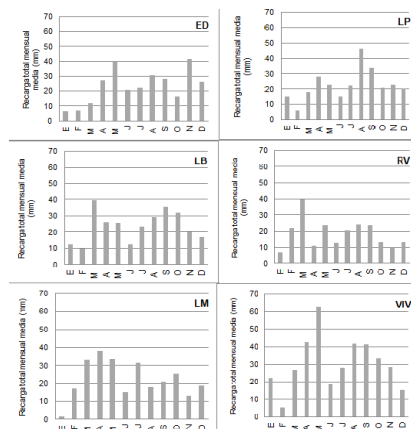


Fig. 3. Recargas medias totales mensuales (mm).

Relación entre aguas subterráneas y superficiales

Se establecieron ecuaciones que relacionan el flujo base (Q_b) con el nivel freático, ambos

promedios mensuales. La Fig. 4 muestra el ajuste obtenido para el nivel freático en la estación de LP como ejemplo. En todos los casos, los caudales base se midieron en la estación Seminario, ubicada aguas arriba de la ciudad Azul. Los ajustes obtenidos son muy buenos, como puede verse en la Tabla 1, que muestra dichos resultados en todas las perforaciones analizadas.

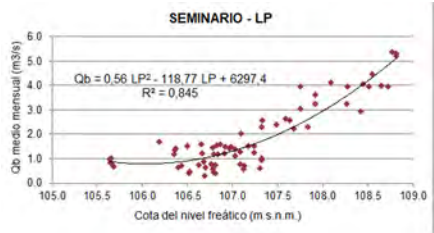


Fig. 4. Relación entre el nivel freático en el pozo LP y el caudal base en el arroyo del Azul.

Tabla 1. Índice de correlación para ecuaciones cuadráticas que relacionan el nivel freático con el caudal base del arroyo.

Pozo	R2
VIV	0.58
LM	0.74
RV	0.76
ED	0.70
LP	0.85
LB	0.77

Discusión

La contribución de nuestro trabajo es establecer las ecuaciones cuadráticas que relacionan los promedios mensuales del flujo base (Qb) y el nivel freático. En una investigación previa (Varni et al., 2013) se demostró la relación entre el flujo de base, la precipitación y el recuento anual del nivel del agua subterránea, pero no se probó la respuesta del flujo de base a las fluctuaciones de los niveles.

Conclusiones

El trabajo presenta un cálculo de los metros cúbicos promedio contribuidos como flujo base de acuerdo con la elevación de niveles freáticos a través de ecuaciones cuadráticas. Este análisis se realizó para valores medios mensuales. Esto nos permitió establecer los niveles críticos de

aguas subterráneas para mantener una alimentación mínima al curso de agua.

El monitoreo continuo y extendido de las variables meteorológicas utilizadas en los balances de agua, así como el registro de las fluctuaciones de los niveles de agua subterránea, es esencial. Esto permite, como ha demostrado el trabajo, no solo identificar tendencias de comportamiento temporal y espacial, sino también comprender en profundidad las relaciones entre los diferentes componentes del ciclo hidrológico. En términos ambientales en general, y en el contexto del cambio climático en particular, estos avances son fundamentales para evaluar los procesos hidrológicos que pueden generarse en los próximos años en un contexto de dinámica natural e influencia antrópica.

Las variaciones en el flujo de base de los arroyos tienen consecuencias importantes en términos ecológicos por su influencia en las condiciones de calidad del agua que sustentan la vida acuática. En este sentido, el artículo representa una contribución relevante para establecer criterios para la gestión de los recursos hídricos en el área de influencia de los cuerpos de aguas superficiales, considerando que dicha gestión puede tener impactos tanto en términos ecológicos como de regulación de inundaciones.

Referencias

Eckhardt K. 2005. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrological processes* 19(2), 507-515.

Hashashi M., y Rosenberry D. 2002. Effects on groundwater exchange on the hydrology and ecology of the subsurface water. *Ground Water* 40(3), 309-316.

Healy R.W. y Cook P.G. 2002. Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal* 10, 91-109.

Varni M., Comas R., Weinzzettel P. y Dietrich, S. 2013. Application of the water table fluctuation method to characterize groundwater recharge in the Pampa plain, Argentina. *Hydrological Sciences Journal* 58(7), 1445-1455.



Niveles de plaguicidas en aguas superficiales, subterráneas y de la red de distribución de Guaminí, Buenos Aires, Argentina

Santiago Vittori¹, Pablo Demetrio¹, Marcelo Schwerdt² y Damián Marino¹

¹ Centro de Investigaciones del Medio Ambiente "CIM" (UNLP – CONICET), Bv. 120 N°1489 e/ calle 61 y 64, 1er piso edificio Facultad de Ciencias Exactas, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.

² Centro de Educación Agraria N° 30 (Dirección General de Cultura y Educación de la Provincia de Buenos Aires), Ruta Nacional 33 km 186, Cuartel VI, Guaminí (6435), Buenos Aires, Argentina.

Email: santiagovittori@quimica.unlp.edu.ar

RESUMEN

Se estudiaron aguas de diferentes sitios en Guaminí, Buenos Aires, Argentina, para analizar la presencia de residuos de plaguicidas en ellas. Se recolectaron muestras de agua superficial (Arroyo Guaminí y Laguna del Monte), subterránea (pozos a 40 metros de profundidad) y de la red de distribución de agua potable, durante el mes de noviembre de 2018. En todas las muestras analizadas se detectaron entre 5 y 8 compuestos, siendo los herbicidas la familia con mayores proporciones de detección: entre 50 y 75% del número total de compuestos hallados por muestra. A su vez, ésta fue la familia que contribuyó en mayor proporción a la carga másica total de plaguicidas: entre 55,9% (aguas subterráneas) y 98,2% (superficiales, A°Guaminí). Estos niveles coinciden con los últimos reportes oficiales de volúmenes de plaguicidas utilizados en el país, con un 77% del total (menos glifosato) correspondiente a herbicidas.

Palabras claves: PLAGUICIDAS – AGUAS – GUAMINÍ.

Introducción

En Argentina, en las últimas dos décadas, la utilización de plaguicidas asociados principalmente a la producción de cultivos genéticamente modificados aumentó en un 900% (Ministerio de Agroindustria, 2016). Este incremento en la cantidad liberada al ambiente, condicionado por sus propiedades fisicoquímicas en conjunto con las características del medio receptor, regulan su dinámica ambiental y determinan la presencia de estos compuestos en todas las matrices ambientales, representando una potencial fuente de contaminación ambiental con demostrado impacto sobre la biota no blanco, tanto terrestre como acuática (Demetrio *et al.*, 2012; Aparicio *et al.*, 2015; Ronco *et al.*, 2016; Brodeur *et al.*, 2017; Mac Loughlin *et al.*, 2017; Primost *et al.*, 2017). En este contexto, se ha generado una creciente preocupación en la población en torno al uso de plaguicidas, con la consiguiente demanda social respecto a la limitación en su uso y a la promoción de otros sistemas de producción agrícola menos dependiente de estos insumos químicos (Sarandón *et al.*, 2015).

En este marco, el municipio de Guaminí, provincia de Buenos Aires, ha sido pionero en el país a la hora de recoger estas preocupaciones, limitando las distancias de aplicación de plaguicidas respecto del ejido urbano desde el año 2014, y promoviendo activamente sistemas de producción de base agroecológica en todo el partido (Ordenanza Municipal 12/2016). Esta localidad se encuentra ubicada a la vera de la Laguna del Monte, tercera en sentido O-E del sistema de las Lagunas Encadenadas del Oeste, las cuales constituyen una cuenca endorreica que marca el inicio de la región agroproductiva del SO de la provincia de Buenos Aires, destacándose la importancia de los sistemas hídricos de la zona (Schwerdt, 2012).

Así, en un marco de investigación contextualizada junto con la gestión local, y con el objetivo de obtener un diagnóstico inicial y promover acciones tendientes a desarrollar herramientas de gestión ambiental que prevengan los impactos de este tipo de actividades productivas, se ha procedido a estudiar la potencial contaminación por plaguicidas en los sistemas acuáticos que influyen directamente en la localidad de Guaminí.

Materiales y métodos

Se tomaron muestras de agua superficial en la Laguna del Monte (utilizada con fines pesqueros y recreacionales) y en el Arroyo Guaminí (fuente de agua de bebida para la red de distribución de la localidad, que desemboca en dicha laguna); de la red de distribución de agua potable municipal, y de agua subterránea, de pozos de 40 metros de profundidad (tanto en una escuela rural como dentro de la localidad), en lo que conformó la zona de estudio (*Fig. 1*; *Tabla 1*). En esta primera instancia del estudio se planteó la toma de dos muestras por sitio en época estival (noviembre de 2018) que, de acuerdo con los ciclos agroproductivos predominantes de la zona, se presupone como la de mayores volúmenes de aplicación de plaguicidas.

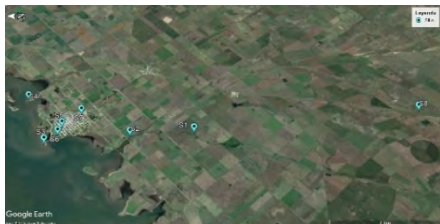


Fig.1. Mapa satelital con la ubicación de los sitios de estudio. Fuente: Google Earth Pro.

Las muestras de agua fueron obtenidas de acuerdo con normas internacionales: APHA (1998) e ISO 5667-6 (2005). Se analizaron parámetros generales *in-situ* (temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto) mediante una sonda multiparamétrica (Digital Instruments®). Su procesamiento en laboratorio se realizó según metodologías para multiresiduos de plaguicidas por extracción en fase sólida: SPE con C18 (Elorriaga *et al.*, 2013). Los extractos fueron analizados por cromatografía líquida de ultra alta precisión, utilizando espectrómetros de masas tándem como detectores (UPLC-MS/MS; Waters®). En cada muestra se analizaron residuos de 25 plaguicidas de uso actual, relacionados con cultivos típicos de la zona, incluyendo herbicidas (13), insecticidas (9) y fungicidas (3). Los análisis estadísticos (KW y tablas de contingencia) fueron realizados con el software InfoStat®, v2018e.

Resultados y discusión

Los parámetros generales *in-situ* mostraron valores dentro de lo establecido para cada tipo de agua, según el Código Alimentario Argentino, la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación y estudios previos en la

zona (Schwerdt, 2012). Específicamente para el agua de red, los valores de conductividad (1,408mS) mostraron que se trata de una mezcla entre agua de pozo (1,949mS) y agua del arroyo (0,764mS).

En todas las muestras analizadas se detectaron entre 5 y 8 plaguicidas, siendo los herbicidas la familia con mayores proporciones de detección: entre 50 y 75% del número total de compuestos hallados por muestra. Los compuestos más frecuentemente detectados fueron: el herbicida atrazina y su metabolito, atrazina desetil, en el 100% de las muestras, al igual que el piperonil butóxido (sinérgico de insecticidas); el herbicida metolaclor (87,5%), y el fungicida tebuconazol y el metabolito atrazina desisopropil (62,5%). La carga másica total de plaguicidas por muestra (suma de concentraciones de todos los compuestos detectados), y la proporción de herbicidas, insecticidas y fungicidas que hacen a dicha carga, se muestran en la *Tabla 1* y la *Fig. 2*.

Tabla 1. Descripción de los sitios de estudio y carga másica total de plaguicidas.

Sitio	Tipo de agua	Descripción	Carga másica total de plaguicidas (µg/L)
S1	Superficial.	Previo a toma para red de distribución.	0,620
	A°Guaminí.		
S2	Superficial.	Previo a desembocadura.	0,223
	A°Guaminí.		
S3	Superficial.	Isla de Pesca.	0,255
	L. del Monte.		
S4	Superficial.	“La Península”.	0,276
	L. del Monte.		
S5	Red pública.	Plaza Municipalidad.	0,016
S6	Red pública.	Balneario, final de red.	0,019
S7	Subterránea.	Urbana, 45 metros.	0,014
	Pozo.		
S8	Subterránea.	Escuela rural, 40 metros.	0,034
	Pozo.		

Las cargas másicas totales por sitio, así como las sumas de herbicidas, insecticidas y fungicidas, en función de cada tipo de agua (pozo, red, arroyo y laguna), no difieren significativamente entre sí ($p>0,05$); sin embargo, las proporciones de cada familia a dicha carga sí lo hacen. La proporción de herbicidas a la carga másica total de plaguicidas es significativamente mayor ($p<0,05$) en las aguas superficiales respecto a

las de pozo; no así entre las aguas de red respecto a las de pozo y superficiales. Para insecticidas, por su parte, se observan diferencias significativas únicamente entre la laguna y las aguas de pozo; mientras que, para fungicidas, estas diferencias se dan entre aguas de pozo y del arroyo. Las diferencias pueden deberse al uso continuo de herbicidas en los ciclos productivos, es decir a su constante ingreso al ambiente durante todo el año. La ausencia de diferencias significativas entre aguas de red y las demás también evidencia que para la red de distribución se utiliza mezcla entre agua de pozo y del arroyo.

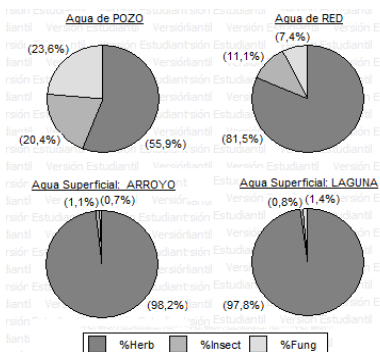


Fig.2. Proporción por familia a la carga másica total de plaguicidas, por tipo de agua.

Conclusiones

Los plaguicidas utilizados en la producción agrícola son transportados hacia los cuerpos de agua tanto superficiales como subterráneos. En el caso de Guaminí, los cuerpos de agua, independientemente del tipo, están siendo alcanzados por estos compuestos, evidenciando su presencia ubicua. Allí, la detección y niveles de concentración en aguas de las distintas familias de plaguicidas se corresponden con los volúmenes y porcentajes de uso de estas sustancias a nivel nacional.

Es necesario, considerando esta información preliminar, la realización de monitoreos que incluyan la variabilidad temporal (estacional) y espacial del sistema hídrico de Guaminí, para poder establecer el nivel de impacto negativo, incluyendo para esto, una evaluación de efectos biológicos. Es deseable continuar con medidas que limiten las aplicaciones de plaguicidas en zonas donde estos compuestos puedan alcanzar los cuerpos de aguas, especialmente aquellos utilizados para consumo y recreación de la población.

Agradecimientos

Los autores del presente trabajo desean agradecer al CONICET, por su financiamiento; a la Dra. Virginia Aparicio, de INTA EEA-Balcarce, por la posibilidad de utilización del instrumental de alta complejidad; y al Municipio de Guaminí y a la Dirección de Ambiente local, por su inestimable colaboración y compromiso.

Referencias

- Aparicio V., De Gerónimo E., Hernández Guijarro K., Pérez D., Portocarrero R. y Vidal C. 2015. *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. INTA Ediciones, Balcarce, Argentina.
- APHA, AWWA, WPCF. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16ed., Washington.
- Bradeur J., Sánchez M., Castro L., Rojas D., Cristos D., Damonte M., Poliserpi M., D'Andrea M. y Andriulo, A. 2017. Accumulation of current-use pesticides, cholinesterase inhibition and reduced body condition in juvenile one-side livebearer fish from the agricultural Pampa región. *Chemosphere*, 185:36-46.
- Demetrio P., Bulus Rossini G., Bonetto C. y Ronco A. 2012. Effects of pesticide formulations and active ingredients on *Hydra attenuata*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 88(1):15-9.
- Elorriaga Y., Marino D., Carriquiriborde P. y Ronco A. 2013. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90:397-400.
- ISO 5667-6. 2005. Water quality sampling. Guidance on sampling of rivers and streams. *British Standard Institution*, Gran Bretaña.
- Mac Loughlin T., Peluso L. y Marino D. 2017. Pesticide impact study in the peri-urban area of La Plata. *Science of the Total Environment*, 598:572-580.
- Ministerio de Agroindustria. 2016. Infraestructura de Datos Espaciales, *VisorIDE*. Consultado última vez en diciembre de 2018. Disponible en: <http://datos.magyp.gob.ar/reportes>
- Primost J., Marino D., Aparicio V., Costa J. y Carriquiriborde P. 2017. Glyphosate and AMPA, "pseudo-persistent" pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem. *Environmental Pollution*, 229(6):771-779.
- Ronco A., Marino D., Abelando M., Almada P. y Apartin C. 2016. Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin. *Environmental Monitoring Assessment*, 188(8):458.
- Sarandón S., Flores C., Abbona E., Lermanó M., Blandi M., Oyamburu M. y Presutti M. 2015. Análisis del uso de agroquímicos asociado a las actividades agropecuarias de la provincia de Buenos Aires. En: *Relevamiento de la utilización de Agroquímicos en la Prov. de Bs. As.* Defensoría del Pueblo, 18-495.
- Schwerdt M. 2012. Estructura, composición y dinámica estacional de las comunidades de peces del sistema de las Lagunas Encadenadas del Oeste. *Tesis Doctoral* UNS.



EJE TEMÁTICO 3

CONSERVACIÓN Y REHABILITACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS



Análisis preliminar del ensamble de macroinvertebrados en bañados de desborde fluvial del área pampeana

Paula Altieri^{1,2}, Carolina Ocon^{1,2}, Roberto Jensen¹ y Alberto Rodríguez Capitulo^{1,2}

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA-CONICET-UNLP) – Boulevard 120 1437 (B1900), La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Facultad de Ciencias Naturales y Museo (FCNYM-UNLP) – Calle 122 y 60 (B1900), La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Email: altieripaula@ilpla.edu.ar

RESUMEN

Los objetivos de este trabajo fueron comparar el ensamble de macroinvertebrados en bañados sometidos a diferente uso del suelo, comparar períodos con diferente caudal y analizar si existen diferencias entre los sitios bañado, aguas arriba y abajo de los mismos. Se observó mayor riqueza, diversidad y valor de índices bióticos en sitios con ganadería extensiva que en aquellos con agricultura y en bañados en comparación con los otros sitios. El análisis de ordenamiento aplicado permitió observar diferencias entre los ensambles. No se hallaron diferencias significativas entre los períodos con diferente caudal estudiados. El índice IBPAMP permitió clasificar al arroyo Del Gato como fuertemente poluído. La escasa información referida al funcionamiento y diversidad de bañados de desborde fluvial de la ecorregión pampas, sumado a los servicios ecosistémicos que ellos brindan, hace que su estudio sea de gran importancia para promover su conservación.

Palabras claves: MACROINVERTEBRADOS - BAÑADOS DE DESBORDE FLUVIAL - PAMPAS.

Introducción

Los bañados de desborde fluvial son ambientes ricos en biodiversidad; su abundante y variada vegetación acuática y sus pulsos de inundación ofrecen hábitats y recursos diversos a muchas especies de peces, aves, anfibios, macroinvertebrados y microorganismos (Ward et al., 2002).

El principal uso del suelo al que están expuestos estos humedales en la zona pampeana es el agrícola-ganadero, sumado al avance de la urbanización, lo que provoca que la llanura de inundación esté en permanente amenaza.

Dentro de la biota de los arroyos, los macroinvertebrados constituyen una herramienta ampliamente utilizada para evaluar la integridad ecológica de los sistemas fluviales (Alberti et al., 2007). Además este ensamble desempeña funciones ecológicas importantes, siendo el eslabón trófico principal entre los productores primarios y niveles tróficos superiores (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014).

Aún es escaso el conocimiento que se tiene de los bañados de desborde fluvial en la ecorregión pampas. Conocer su funcionamiento y diversidad

resulta fundamental para promover la conservación de los mismos. En este marco, los objetivos del presente trabajo fueron: 1) comparar el ensamble de macroinvertebrados entre bañados con diferentes usos del suelo 2) comparar el ensamble entre períodos con diferente caudal y 3) analizar si existen diferencias espaciales entre el bañado, aguas arriba y aguas abajo del mismo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres arroyos del noreste de la Provincia de Buenos Aires (Fig. 1). El arroyo Del Gato (G), pertenece a la cuenca del mismo nombre y, está ubicado en una zona con actividad agrícola. El A° Chubichamini (C) pertenece a la cuenca de Arregui y al igual que el A° Cajaravilla (J), cuenca del Pescado, se encuentra en zonas de ganadería extensiva. En los tres arroyos se seleccionaron tres sitios en base a la presencia de bañados de desborde

fluvial: sitio bañado (SB), sitio aguas arriba del bañado (SU) y sitio aguas abajo del mismo (SD).

Muestreo

Se realizaron dos muestreos en periodos con diferente caudal; el primero en Septiembre del 2017 (MS: caudal de 0.12 m³/s en C y J y de 0.03 m³/s en G, precipitación mensual de 79.81 mm) y otro en Febrero del 2018 (MF: caudal 0 m³/s, precipitación mensual 0.5 mm). Se recolectaron por triplicado los macroinvertebrados de la vegetación con un cuadrado de plexiglás de 25x25cm y un tamiz de malla de 500µm en los tres sitios de cada arroyo: SB, SU y SD. En laboratorio se trataron las muestras para la posterior identificación bajo lupa (Rodríguez Capítulo et al., 2001).



Fig. 1. Mapa del área de estudio. En cada arroyo se señala: SB: sitio bañado (☆), SU: sitio aguas arriba del bañado (○) y SD: sitio aguas abajo del bañado (□).

Análisis de datos

A partir de la identificación de los macroinvertebrados (a nivel de familia o de género) se calculó el número de taxa (riqueza) y diversidad de Shannon-Wiener (H'). Las métricas obtenidas para cada bañado en cada muestreo se compararon a través de un ANOVA a dos vías. Además, se comparó el ensamble de macroinvertebrados de cada bañado mediante el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) utilizando la medida de similitud de Bray-Curtis. Las diferencias entre los bañados se analizaron mediante un Análisis de Similitud (ANOSIM).

La comparación de los tres sitios dentro de cada arroyo se realizó mediante ANOVAs de una vía.

Previo a los análisis estadísticos los datos fueron transformados a log ($x+1$).

Por último se aplicó el índice biótico pampeano (IBPAMP) para determinar la calidad del agua de los sitios a partir del ensamble (Rodríguez Capítulo et al. 2001).

Resultados

La Figura 2 muestra la diversidad y la riqueza de taxa entre los tres bañados estudiados para los dos caudales de estudio. El Chubichamini y el Cajaravilla presentaron una riqueza significativamente mayor a la Del Gato ($gl=2$, $F=6.784$, $p=0.011$). Entre los dos caudales estudiados no se observaron diferencias significativas.

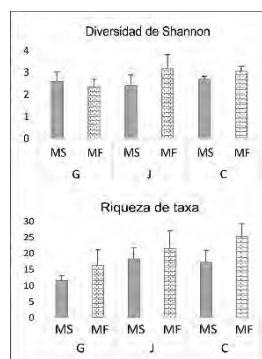


Fig. 2. Diversidad de Shannon y Riqueza de taxa del ensamble de macroinvertebrados de cada bañado G: Del Gato, J: Cajaravilla y C: Chubichamini, en ambos muestreos MS: septiembre y MF: febrero.

En el NMDS se puede observar una separación entre el ensamble de macroinvertebrados del bañado Del Gato y el Chubichamini, quedando entre medio de ambos el bañado del Cajaravilla (Figura 3). Los resultados del ANOSIM indican que hay diferencias significativas entre los ensambles del bañado Chubichamini y Del Gato ($R=0.587$, $p=0.002$).

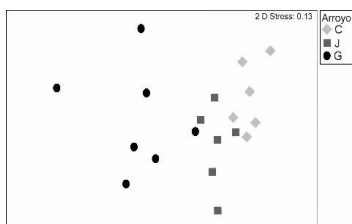


Fig. 3. NMSD del ensamble de macroinvertebrados de los bañados Chubichamini (C), Cajaravilla (J) y Del Gato (G) en los dos muestreos realizados.

En cuanto a la comparación entre los sitios, en el Chubichamini el SB presentó una riqueza significativamente mayor que el SU ($gl=2$, $F=6.329$, $p=0.0333$). En el Cajaravilla no se observaron diferencias entre los tres sitios. Por último en Del Gato la diversidad fue significativamente mayor en SB como en SD en comparación con SU ($gl=2$, $F=5.705$, $p=0.041$).

El índice IBPAMP (Fig. 4) mostró los menores valores en los sitios del arroyo Del Gato.

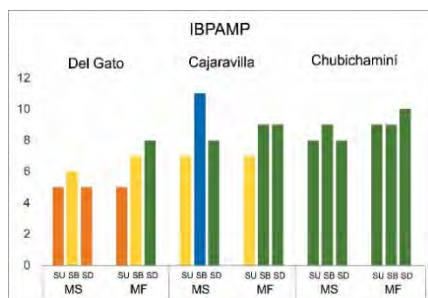


Fig. 4 Valores del índice IBPAMP para cada sitio y período analizado (Abreviaturas en Fig. 2). Azul: no poluído, verde: levemente poluído, amarillo: moderadamente poluído, anaranjado: fuertemente poluído, rojo: muy fuertemente poluído.

Discusión y conclusión

En coincidencia con lo indicado por Cortezzi et al. (2013) para otros arroyos de la zona, el sitio con alta degradación presentó los valores más bajos de riqueza y se caracterizó por una menor proporción de taxa sensibles de acuerdo con el IBPAMP (*Caenis*, *Americabaetis*, *Macrobrachium* y *Palaemonetes*; Ocon y Rodrigues Capítulo, 2012).

Los resultados de este trabajo permiten afirmar que los bañados con ganadería extensiva en sus alrededores presentaron una riqueza de macroinvertebrados mayor a aquella presente en el bañado Del Gato (uso del suelo agrícola

intensivo). El avance de la agricultura y la urbanización en los alrededores de la ciudad de La Plata representa una amenaza para este tipo de ambientes (Armendariz et al., 2017). Su capacidad de amortiguar periodos de lluvias y sequías hace de ellos lugares ideales de refugio para diferentes especies. La mayor diversidad y riqueza hallada en los bañados en comparación con sitios ubicados aguas arriba demostraría su efecto como reservorio de recursos. Los estudios sobre estos humedales pampeanos resultan de suma importancia para comprender su funcionamiento y conocer su diversidad y así poder generar herramientas de conservación.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el Proyecto de Investigación Institucional (PUE) 2017-2021 (Directores: Gómez N. y Colautti D) y PIP CONICET 0570 (Director: Rodrigues Capítulo A.).

Referencias

- Alberti M., Booth D., Hill K., Coburn B., Avolio C., Coe S. y Spirandelli D. 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landscape and Urban Planning*, 80: 345–361.
- Armendáriz L., Cortese B., Rodríguez M. y Rodrigues Capítulo A. 2017. Ecosystem services of runoff marshes in urban lowland basins: proposals for their management and conservation. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 418: 32.
- Cortezzi A., Sierra M.V., Gómez N., Marinelli C. y Rodrigues Capítulo A. 2013. Macrophytes, epipelic biofilm, and invertebrates as biotic indicators of physical habitat degradation of lowland streams (Argentina). *Environ Monit Assess*, 185: 5801–5815.
- Ocon C.S. y Rodrigues Capitul A. 2012. Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. *Ecología Austral*, 22: 81-91.
- Ramírez A. y Gutiérrez-Fonseca P. 2014. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*, 62: 155-167.
- Rodrigues Capítulo A., Tangorra M. y Ocon C. 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 109-119.
- Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B. y Claret C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47,517–539.



Métricas basadas en macroinvertebrados como monitores de ambientes con uso de suelo agrícola: estudio preliminar en una cuenca pampeana.

Capeletti Julieta¹, Alberto Diana^{1 a}, Facelli Florencia^{1 a}, Cabrera Juan Manuel², Marchese Mercedes¹ y Zilli Florencia¹

¹Laboratorio de Bentos. Instituto Nacional de Limnología (UNL-CONICET). Ciudad Universitaria sn, Pje. El Pozo, Santa Fe (3000)

²Laboratorio de Macrocrustáceos. Instituto Nacional de Limnología (UNL-CONICET). Ciudad Universitaria sn, Pje. El Pozo, Santa Fe (3000)

^aEstos autores contribuyeron equitativamente al trabajo. Se ordenan alfabéticamente.

Email: julieta.capeletti@hotmail.com

RESUMEN

El aumento en la extensión de las tierras agrícolas ha ocasionado cambios en el uso de suelo con consecuencias adversas para los ecosistemas acuáticos. Estos cambios son reflejados por la biota y pueden evaluarse a través de indicadores que evalúen el estado ecológico de cuerpos de agua. La cuenca Cañada Carrizales se encuentra en la ecorregión pampeana de la provincia de Santa Fe la cual se encuentra fuertemente alterada por los cambios en el uso de suelo agrícola. Para conocer el estado ecológico de los ríos y arroyos de esta cuenca se tomaron muestras de macroinvertebrados y de las principales características fisicoquímicas de 7 puntos de la cuenca, para calcular las posibles métricas que nos permitan caracterizar a estos ambientes. De 36 métricas calculadas, se seleccionaron 15 las cuales podrían ser posibles métricas indicadores de ambientes pampeanos sometidos a uso de suelo agrícola.

Palabras claves: MACROINVERTEBRADOS - ECORREGIÓN PAMPEANA – INDICADORES.

Introducción

Los cambios en el estado ecológico de ambientes naturales impactados por la acción antrópica son reflejados por la biota (Prat *et al.*, 2009) y pueden evaluarse a través de indicadores que permitan caracterizar y evaluar la integridad ecológica de los ambientes. Numerosos estudios han documentado disminuciones en la calidad del agua, el hábitat y los ensambles biológicos a medida que aumenta la extensión de la tierra agrícola dentro de las cuencas (Sponseller *et al.*, 2001). Estas transformaciones afectan en forma negativa al hábitat de los macroinvertebrados bentónicos (Allan, 2004), los cuales han sido ampliamente utilizados como indicadores de calidad ambiental (Resh, 2008). La ecorregión pampeana se extiende en la Provincia de Santa Fe desde el extremo sur de su territorio hasta los 31°/32° de latitud sur. Por sus extensas llanuras y régimen climático favorable es el epicentro de la agricultura (Biasatti *et al.*, 2016). Dentro de las principales cuencas hidrográficas de la ecorregión se encuentra la cuenca Cañada Carrizales con cuerpos de agua lóticos que

discurren mayoritariamente en sentido oeste-este para desembocar en el río Paraná (Biasatti *et al.*, 2016). Si bien existen estudios que demuestran los efectos que las actividades agrícolas tienen sobre la calidad química del agua en ríos de la cuenca (Negro inédito EMEAP 2019), no existe información publicada sobre los macroinvertebrados acuáticos de la región o de los indicadores que permitan caracterizar el hábitat fluvial y evaluar la integridad ecológica del ambiente.

Debido a esto el objetivo de este trabajo fue realizar una aproximación preliminar del estado ecológico de ríos y arroyos en una región con uso de suelo agrícola empleando métricas basadas en macroinvertebrados bentónicos.

Materiales y métodos

El área de muestreo corresponde a la cuenca Cañada Carrizales (32°26'23.53"S 61°18'10.69"O - 32°23'25.89"S 60°55'37.30"O) la cual se encuentra localizada en una zona de alta actividad agrícola. En cada sitio se registraron las variables in situ: transparencia del agua (disco de Secchi), profundidad (sonda

portable), pH, conductividad, temperatura, potencial redox y O₂ disuelto en el agua (con equipo multiparamétrico HACH HQ40D). Además, se tomaron muestras para análisis de DBO (por Winkler), DQO (COD método de digestión, HACH Analytical Chemistry), nutrientes (nitritos, nitratos, amonio y fosforo a través del método tritrimétrico con EDTA) y sólidos suspendidos totales siguiendo el protocolo de APHA (2005). Los muestreos se realizaron en noviembre (primavera) del 2017 en 7 sitios de distintos arroyos: (P1: Del Chupino; P2: Bajo las Estacas; P3: Bajo las Estacas; P4: Cañada del Carrizal; P5: Cañada del Carrizal; P6: Yrigoyen; P7: Monje). También se realizó un análisis y cuantificación del uso de suelo con el programa QGIS 2.18.24, procesando y digitalizando información obtenida de diferentes fuentes para datos espaciales (IDESF, IDESA, INTA). La tipificación del uso de suelo fue determinada principalmente por el predominio del uso de suelo en 2000 m aguas arriba del sitio de muestreo (Di Prinzio et al., 2009) con una zona buffer lateral a ambos lados de 1200 metros, utilizando el sistema de clasificación de ocupación de tierras según "Land Cover Classification System - LCCS" (Di Gregorio et al., 1998).

En cada sitio se recolectaron 3 muestras de macroinvertebrados bentónicos considerando la metodología y diseño de muestreo de hábitat múltiples (multihabitat approach, EPA; Barbour et al., 1999). Luego el material fue fijado en formol al 10% y filtrado con un tamiz de 200 µm de abertura de malla para su posterior separación e identificación. Con estos datos se calcularon 36 métricas utilizando una herramienta automatizada de análisis de datos a través del programa informático RStudio. Estas métricas fueron calculadas y analizadas por grupos, de acuerdo a si eran métricas de riqueza, composición, densidad, relación e índices bióticos.

Resultados

Caracterización ambiental de los sitios estudiados

Las características físicas y químicas de los ríos se presentan en la Figura 1. La temperatura del agua osciló entre los 20 y 30,5 °C. La transparencia del agua disminuyó desde P1 a P7, mientras que la profundidad tuvo valores inferiores a 1,5 m en todos los sitios (Figura 1a). Los sólidos suspendidos estuvieron casi totalmente conformados por sedimentos finos mientras que los disueltos mostraron una tendencia general de aumento entre P1 y P7,

con valores máximos en P4 (Figura 1b). Todos los sitios tuvieron aguas con pH neutro-alcalino (excepto P3), altos valores de conductividad y oxígeno disuelto (excepto P4 y P5) y un potencial redox de alrededor de 150 mV (Figura 1c). Los sitios tuvieron valores semejantes de nutrientes (excepto P1) (Figura 1d). Se observa mayores valores de nitratos y fósforo en P1 (Figura 1e).

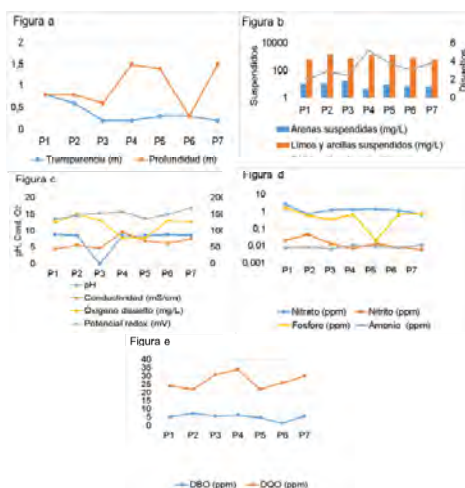


Figura 1. Valores absolutos de a) Transparencia y profundidad, b) Composición de sólidos disueltos y suspendidos, c) pH, conductividad, oxígeno disuelto y potencial redox, d) Nutrientes (en escala logarítmica en base 10) e) DBO y DQO, de los sitios estudiados en primavera.

Según el análisis y cuantificación de los usos de suelo todos los sitios se encuentran en una zona de actividad completamente agrícola cuyo cultivo principal es el de vegetales no gramínoideas.

Características y métricas de macroinvertebrados en los sitios estudiados

El ensamble de macroinvertebrados acuáticos estuvo constituido por 94 taxa correspondientes a los Nematoda (1), Platyhelminthes (1), Mollusca (4), Annelida (23), y Arthropoda (65). De la evaluación de las 36 métricas se quitaron aquellas con un reducido rango de valores (medidas de riqueza con rangos menores a 5 y medidas porcentuales con rangos menores a 10 %) o con muchos valores similares (con más de 80 % de valores iguales a cero) debido a que no pueden diferenciar distintas condiciones ambientales. (Barbour et al., 1996). De esta forma el total de métricas fue reducido a 15 (potenciales métricas indicadoras) (Tabla 1).

Medidas	Métricas candidatas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Riqueza	N° total de taxa	29	33	9	19	9	16	19
	N° de taxa de Oligochaeta	11	7	3	9	1	5	8
	% Diptera Chironomidae	1.11	25.45	17.96	71.11	50.24	2.94	56.97
Composición	% Oligochaeta	13.93	16.41	75.81	15.35	18.81	13.24	12.1
	% Naididae	13.93	16.41	75.81	15.35	18.81	13.24	12.1
	% Ostracoda	74.02	8.14	0	5.45	14.52	1.47	4.17
Densidad	Densidad de Diptera Chironomidae	8	11.11	1709.21	8017.54	1514.33	210.53	12473.7
	Densidad de Oligochaeta	100.75	7.17	7216.6	1730.82	566.95	947.37	2648.91
	Densidad de Naididae	100.75	7.17	7216.6	1730.82	566.95	947.37	2648.91
	Densidad de Trichoptera	0	1.39	66.67	35.09	11.11	0	67.72
Relación	Oligochaeta/Chironomidae	12.59	0.64	4.22	0.22	0.37	4.5	0.21
Índices	Biological Monitoring Working Party (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988)							
	Index to from macroinvertebrates adapted to rivers pampeanos (Rodríguez Capítulo, 1999)							
	Biological Monitoring Working Party (Loyola, 2000)							
	Índice a partir de macroinvertebrados adaptado a ríos pampeanos (Rodríguez Capítulo et al., 2001)							

Tabla 1. Métricas candidatas como indicadores del estado ecológico de la cuenca Cañada Carrizales. Color rojo: niveles altos de contaminación. Color amarillo: niveles medios de contaminación. Color verde: niveles bajos de contaminación ambiental.

Consideraciones finales

P1 y P2 (con menor caudal y orden) tendrían en general un mejor estado ecológico que los demás sitios, los que tuvieron una calidad de alteración en general media o alta. Esto podría deberse a que los sitios con mayor caudal estarían colectando mayor cantidad de fitosanitarios y nutrientes. Esto también estaría indicado por las tendencias encontradas para transparencia y sólidos sobre todo disueltos. Las diferencias entre los indicadores, particularmente entre índices con las demás métricas para las taxas características de la región de estudio, estaría indicando la necesidad de profundizar en el ajuste de índices propios para estos ríos.

Referencias

Alba Tercedor J. y Sánchez Ortega A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.

Algarafiaz N., Giraudo A., Chiarulli C., Romano M., Ramírez Llorens P. y Vallejos L. 2016. Las ecorregiones, su conservación y las Áreas Naturales Protegidas de la provincia de Santa Fe.

Allan J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257–284.

Barbour M.T., Gerritsen J., Griffith G.E., Frydenborg R., McCarron E., White J.S. y Bastian M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2): 185-211.

Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. y Stribling J. 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Washington

Estados Unidos: U.S. Environmental Protection gency.

Biasatti R.N., Rozzatti J.C., Fandiño B., Pautaso A., Mosso E., Marteleur G., Di Gregorio A. y Jansen L.J.M. 1998. A new concept for a land cover classification system. *The Land*, 2 (1): 55-65.

Di Prinzio C., Casaux R.J. y Miserendino M.L. 2009. Effects of land use on fish assemblages in Patagonian low order streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 45: 267–277.

Loyola R.D. 2000. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação – Anais, Volume I. UFES, Vitória, Espírito Santo, 10 a 15 de outubro de 2000. 46-52.

Prat N., Ríos B., Acosta R. y Rieradevall M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. y Fernández, H. (eds): Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.

Resh V.H. 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in the freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring And Assessment*, 138, 131-138.

Rodríguez Capítulo A., Tangorra M., y Ocón C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2): 109-119.

Rodríguez Capítulo A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista Sociedad Entomológica Argentina*, 58: 208–217.

Sponseller R.A., Benfield E.F. y Valett H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46:1409–24.



Los lixiviados de las helófitas promueven la desnitrificación en ríos receptores de efluentes de plantas de tratamiento

Joaquín Cochero¹, Miquel Ribot², Timothy Vassen², Susana Bernal^{2,3}, Elliot Bastias², Esperança Gacia², Albert Sorolla⁴, Francesc Sabater³ y Eugenia Martí²

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Riquelme" (CONICET – UNLP) – Bv 120 n° 1462, CP 1900, La Plata, Argentina

² Integrative Freshwater Ecology Group, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC) – Blanes, Girona, España

³ Departamento de Biología Evolutiva, Ecología i Ciències Ambientals (BEECA), Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028, Barcelona, España

⁴ Naturalea, Castellar del Vallés, España

Email: jcochero@ilpla.edu.ar

RESUMEN

Las técnicas de bioingeniería empleando plantas acuáticas son utilizadas en la restauración de cursos fluviales, ya que reducen el exceso de nitrógeno (N) de la columna de agua y retienen metales pesados. A su vez, los lixiviados de su hojarasca pueden servir como una fuente adicional de materia orgánica disuelta lábil (DOM), que puede promover la respiración aeróbica y la eliminación de N a través de la desnitrificación. Probamos los efectos de los lixiviados de hojarasca de *Iris pseudacorus* y *Phragmites australis* en la estructura y actividad de biofilms de agua dulce cultivadas en canales alimentados por efluentes de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Todas las fuentes de DOM aumentaron significativamente la respiración aeróbica y la desnitrificación del biofilm en comparación con los controles. Los resultados sugieren que la limitación en la biodisponibilidad de DOM puede ser aliviada mediante la utilización de lixiviados de helófitas.

Palabras claves: TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES - REMOCIÓN DE NITRÓGENO – MACRÓFITAS.

Introducción

Los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) representan importantes fuentes puntuales de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) y carbono orgánico disuelto (DOC) para los ríos receptores, lo que puede afectar los procesos biogeoquímicos en la corriente y alterar la cantidad de nutrientes exportados (Martí et al. 2004). Los ríos que drenan cuencas con poca influencia de actividades humanas tienen una alta capacidad para retener, transformar y eliminar solutos debido a la actividad de la biota, que dependen de materia orgánica disuelta y nutrientes (Bernal et al. 2015, Ribot et al. 2017). Por lo tanto, los cuerpos de agua que reciben efluentes de la PTAR tienen comúnmente una calidad deficiente y bajos estándares ecológicos. El aumento en la eficiencia de la eliminación de contaminantes en las PTAR implica un alto costo económico y energético, y por lo tanto las acciones dirigidas a mejorar la capacidad de

autodepuración de las corrientes receptoras pueden contribuir a reducir los impactos del exceso de materia orgánica y nutrientes en los ríos.

Las técnicas de bioingeniería que implican el uso de helófitas se han aplicado con éxito para reducir la erosión del suelo y aumentar la estabilización de canales en arroyos y ríos (Norris et al. 2008, Stokes et al. 2010). Además, las helófitas pueden desempeñar un papel funcional relevante en los ecosistemas de arroyos a través de la absorción de nutrientes, y sus sistemas de raíces pueden liberar compuestos lábiles que promueven la respiración microbiana y mejoran la actividad de los biofilms de la rizósfera (Stottmeister et al. 2003). También, la presencia de helófitas aumenta el tiempo de residencia del agua en las rutas de flujo del agua subterránea, lo que podría contribuir aún más a aumentar el procesamiento

biogeoquímico de nutrientes (Nikolakopoulou et al. 2018).

Los objetivos de estos estudios fueron evaluar la influencia de la biodisponibilidad de los lixiviados de helófitas en la capacidad del biofilm para eliminar nitratos del agua. Para ello incubamos biofilms desarrollados sobre rocas en canales artificiales alimentados por un efluente de una PTAR con cuatro fuentes de materia orgánica disuelta (DOM): agua cruda del efluente de PTAR (es decir, control), lixiviados de hojarasca de *Iris pseudacorus* y *Phragmites australis*, y el mosto de la producción de cerveza rico en azúcares (es decir, una fuente lábil de DOM). Para explorar el efecto de las cuatro fuentes de DOM en los biofilms, medimos (i) la abundancia de bacterias totales y de desnitrificantes totales, (ii) la actividad de la enzima de desnitrificación (DEA) y (iii) la respiración aeróbica (RA).

Materiales y métodos

Recolectamos grava (10-20 mm de diámetro) colonizada por biofilms de nueve canales artificiales de 12mts cada uno, ubicados en la instalación experimental Urban River Lab (<http://www.urbanriverlab.com>). Los canales se alimentan directamente con aguas residuales tratadas del efluente de una PTAR de Montornès del Vallès (Barcelona, España). Las gravas en los canales fueron colonizadas por biofilms en tres entornos experimentales diferentes: canales con sólo grava ("Canal_Grava"; $n = 3$), canales con grava e *Iris pseudacorus* ("Canal_Iris"; $n = 3$) y canales con grava y *Phragmites australis* ("Canal_Phragm"; $n = 3$). De cada canal se recolectaron muestras compuestas por tres subréplicas, que se mantuvieron refrigeradas hasta el día siguiente cuando realizamos las incubaciones.

Para emplear como fuentes de DOM, se obtuvieron lixiviados de hojarasca de *I. pseudacorus* ("DOM_Iris") y de *P. australis* ("DOM_Phragm") sumergiendo 100 g de hojas secadas al aire en 1,5 L de agua destilada durante 48 h a temperatura ambiente de laboratorio (23 ° C). A su vez, se utilizó como primer control un subproducto del proceso de elaboración de la cerveza (mosto) como fuente de referencia de DOM altamente lábil porque contiene una alta proporción de azúcares ("DOM_Cerveza", Mielcarek et al. 2013). Como segundo control, se utilizó el agua sin aditivos del efluente de la PTAR se utilizó ("DOM_Control").

En el laboratorio, se realizaron incubaciones por 18hs de 100 g de grava colonizada en botellas de vidrio de 250 ml y con 150 ml de agua efluente.

Después de 12 h de aclimatación, se modificaron tres subconjuntos de botellas de incubación (nueve botellas cada una: grava de tres tipos de canales \times tres réplicas cada una) con cada fuente de DOM (DOM_Iris, DOM_Phragm, DOM_Cerveza y DOM_Control). Los agregados tenían como objetivo producir un aumento de 4 mg L⁻¹ de DOC sobre la concentración basal del agua efluente de la PTAR.

Las variables respuesta medidas en el biofilm incluyeron (i) la abundancia de bacterias totales, cuantificando por qPCR el gen 16S (Epstein y Rossen 1995); (ii) abundancia de bacterias desnitrificantes, cuantificando por qPCR las copias de los genes nirK y nirS (Halin y Lindgren, 1999); (iii) la actividad enzimática desnitrificante, por cromatografía gaseosa empleando la técnica de bloqueo por acetileno (Holmes et al. 1996) y (iv) la respiración aeróbica total, utilizando el trazador biológico Resazurin (Haggerty et al. 2008). Las comparaciones con los controles se realizaron por ANOVA a dos vías, y el test *a posteriori* Tukey HSD fue empleado en aquellas variables adonde hubo diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

Resultados

En los biofilms de canales no vegetados (Canal_Grava), los tres tratamientos DOM (DOM_Iris, DOM_Phragm y DOM_Cerveza) condujeron a aumentos en la abundancia bacteriana total. En los biofilms de canales con vegetación, sólo el tratamiento de DOM_Cerveza en Canal_Iris mostró un aumento significativo en la abundancia bacteriana total. El gen nirK, vinculado a la actividad desnitrificante, fue significativamente más abundante en Canal_Iris, independientemente de los tratamientos de DOM. Tanto en Canal_Grava como en Canal_Phragm, los tratamientos de DOM no exhibieron diferencias significativas en la abundancia de nirK. La abundancia del gen nirS, también vinculado a la actividad desnitrificante, no se incrementó con la adición de las distintas fuentes de DOM.

Los biofilms con adiciones de DOM (DOM_Iris, DOM_Phragm y DOM_Cerveza) demostraron mayores tasas potenciales de desnitrificación (DEA) que las incubadas en condiciones control (DOM_Control), y mayores tasas de respiración aeróbica (Figura 1). Asimismo, en los tratamientos sin adiciones de DOM (DOM_Control), aquellos biofilms provenientes del Canal_Phragm tuvieron tasas respiratorias fueron mayores que en las otras configuraciones de canales.

Conclusiones

Las tres fuentes de materia orgánica disuelta utilizadas en este estudio incrementaron la desnitrificación y la respiración aeróbica de los biofilms. Los resultados sugieren que los lixiviados de hojarasca de helófitas usadas en programas de restauración fluvial pueden promover la respiración aeróbica y la actividad desnitrificante, contribuyendo a mejorar la capacidad de los ríos en transformar y reducir los excesos de nitrógeno provenientes de efluentes de plantas de tratamiento.

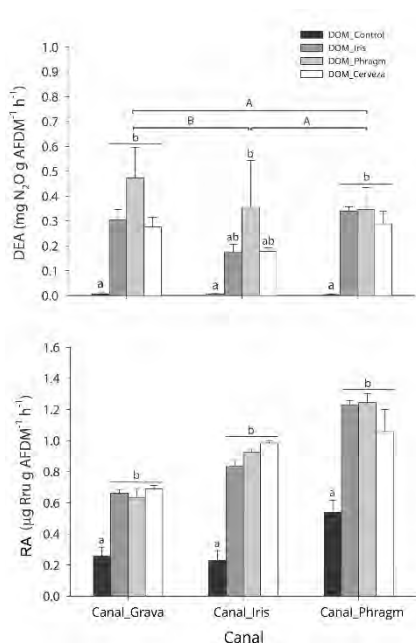


Fig. 1. Variaciones en la actividad enzimática desnitrificante (DEA) y en la respiración aeróbica (RA) en biofilms colonizados en tres tipos de canales artificiales (Canal_Grava, Canal_Iris, Canal_Phragm) y expuestos a tres fuentes de DOM (DOM_Iris, DOM_Phragm, DOM_Cerveza) comparadas con los controles (DOM_Control). Las letras indican los resultados de los test *a posteriori* (Tukey HSD).

Referencias

Bernal S., Lupon A., Ribot M., Sabater F. y Martí E. 2015. Riparian and in-stream controls on nutrient concentrations and fluxes in a headwater forested stream. *Biogeosciences* 12:1941-1954.

Epstein S.S. y Rossel J. Enumeration of Sandy Sediment Bacteria: Search for Optimal Protocol. 1995. *Mar. Ecol.: Prog. Ser.* 117 (1), 289-298

Haggerty R., Argerich A. y Martí E. 2008. Development of a "smart" Tracer for the Assessment of Microbiological Activity and Sediment-Water Interaction in Natural Waters: The Resazurin-Resorufin System. *Water Resour. Res.*, 44.

Hallin S. y Lindgren P.E. 1999. PCR Detection of Genes Encoding Nitrite Reductase in Denitrifying Bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 65 (4), 1652-1657

Holmes R.M., Jones J.B. Jr, Fisher S.G. y Grimm N.B. 1996. Denitrification in a Nitrogen-Limited Stream Ecosystem. *Biogeochemistry* 33 (2), 125-146.

Martí E., Aumatell J., Gode L., Poch M. y Sabater F. 2004. Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Quality* 33:285-293.

Mielcarek A., Janczukowicz W., Ostrowska K., Jozwiak T., Kłodowska I., Rodziejewicz J. y Zielinski M. 2013. Biodegradability Evaluation of Wastewaters from Malt and Beer Production. *J. Inst. Brew.* 119 (4), 242-250.

Nikolakopoulou M., Argerich A., Drummond J.D., Gacia E., Martí E., Sorolla A. y F. Sabater. 2018. Emergent Macrophyte Root Architecture Controls Subsurface Solute Transport. *Water Resources Research* 54:5958-5972.

Norris J.E., Stokes A., Mickovski S.B., Cammeraat E., van Beek R., Nicoll B.C. y Achim A. 2008. Slope stability and erosion control: ecotechnological solutions. Springer Science & Business Media.

Ribot M., Von Schiller D. y Martí E. 2017. Understanding pathways of dissimilatory and assimilatory dissolved inorganic nitrogen uptake in streams. *Limnology and Oceanography* 62:1166-1183.

Stokes A., Sotir R., Chen W. y Ghestem M. 2010. Soil bio- and eco-engineering in China: past experience and future priorities. *Ecological Engineering* 36:247-257.

Stottmeister U., Wiessner A., Kusch P., Kappelmeyer U., Kastner M., Bederski O., Muller R.A. y Moormann H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* 22:93-117.



Efecto del fotoperíodo y la temperatura en el desarrollo ovárico de *Cheirodon interruptus* y su aplicación en acuicultura

Ignacio García¹, Silvia Plaul², Leandro Miranda³ y Darío Colautti¹

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA, CONICET-UNLP). Laboratorio de Ecología de Peces, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Laboratorio de Histología y Embriología Descriptiva, Experimental y Comparada, Facultad de Ciencias Veterinarias, UNLP. La Plata, Buenos Aires, Argentina.

³ Instituto de Investigaciones Biotecnológicas-Instituto Tecnológico de Chascomús "Dr. Raúl Alfonsín", IIB-INTECH (CONICET-UNSAM), Laboratorio de Ictiofisiología y Acuicultura, Chascomús, Buenos Aires, Argentina. Email: ignadgarcia@gmail.com

RESUMEN

En este trabajo se evaluó la influencia del fotoperíodo y temperatura sobre la maduración ovárica de *Cheirodon interruptus*. En un primer experimento se establecieron cuatro regímenes de luz (Luz: Oscuridad, L: D): 24L: 0D, 12L: 12D (control), 0L: 24D y un fotoperíodo progresivo. Mediante el índice gonadosomático, tamaño de oocitos, proporción de oocitos vitelogénicos / previtelogénicos y la concentración de estradiol en sangre se evaluó la respuesta de los ovarios a dichos tratamientos. En un segundo experimento, considerando los resultados obtenidos, se utilizaron tres tratamientos: 12L: 12D y temperatura fija de 20 °C (control), fotoperíodo y temperatura progresiva, y 24L: 0D y temperatura progresiva. El fotoperíodo progresivo del primer experimento evidenció valores significativamente superiores en los parámetros reproductivos. En el segundo experimento el fotoperíodo y temperatura progresivos produjeron un incremento del 20% en los indicadores respecto al experimento anterior. El fotoperíodo y la temperatura resultaron ser herramientas para la cría de la especie.

Palabras claves: VARIABLES AMBIENTALES – REPRODUCCIÓN – CHARACIDAE.

Introducción

La "mojarra" *Cheirodon interruptus* (Ostariophysi: Characidae) es una especie autóctona que presenta una amplia distribución en Argentina, especialmente en la región Pampeana. Por ser una especie abundante, eurioica y muy resistente, es la especie más utilizada como carnada por los pescadores de pejerrey con caña. La extracción de ejemplares salvajes, para abastecer el mercado, se realiza con redes de arrastre, produciendo un impacto sobre las comunidades de peces y un deterioro de los ambientes. El desarrollo de su acuicultura representa una alternativa a la explotación de las poblaciones naturales y el conocimiento y manipulación de su ciclo reproductivo es fundamental para su manejo en cautiverio.

La maduración gonadal de los peces está influenciada por la estacionalidad, en particular en climas templados y fríos donde los cambios de fotoperíodo y temperatura a lo largo del año son grandes (Pankhurst y Porter, 2003). Varios estudios han demostrado que bajo condiciones

controladas, la regulación del fotoperíodo puede ser utilizada como una herramienta factible para manipular la reproducción de varias especies de peces en cautiverio (Bromage et al., 2001, Biswas et al., 2010). La temperatura del agua también tiene un rol importante en la estimulación o inhibición de la gametogénesis. Este factor puede modular la tasa de gametogénesis de forma directa o indirecta por sus efectos sobre el crecimiento somático y el almacenamiento de energía. Existen numerosos antecedentes que sugieren que la maduración gonadal de muchas especies de peces se ve afectada por la temperatura, sin embargo, existe controversia acerca de si los efectos de la temperatura en la reproducción son directos o complementarios. Debido a la importancia de *C. interruptus* como carnada es importante entender su biología reproductiva. Por lo expuesto anteriormente, en este trabajo se analizan los efectos del fotoperíodo y la temperatura sobre la maduración ovárica de *C. interruptus*.

Materiales y Métodos

Se colectó un total de 600 adultos de *C. interruptus* (longitud estándar $3,68 \pm 0,24$ cm; peso corporal $1,24 \pm 0,37$ g) provenientes de estanques artificiales localizados en la localidad de Chascomús, provincia de Buenos Aires. Se aclimataron durante las tres semanas previas a los experimentos, estableciéndose un ciclo de 12 horas de luz. El experimento se llevó a cabo en un sistema de recirculación de agua especialmente diseñado formado por 12 acuarios de 50 litros donde se colocaron 30 hembras en cada uno. Durante la aclimatación y el desarrollo de los experimentos los peces se alimentaron con alimento comercial (Shulet®, Argentina) ofrecido tres veces al día (*ad libitum*).

En el primer experimento se establecieron cuatro regímenes de luz con tres réplicas (Horas/luz: oscuridad, L: D): 24L: 0D (como control), 0L: 24D y un fotoperíodo progresivo. Este último respondió a la función del incremento de horas de luz diaria observado en la transición invierno-primavera en la latitud del sitio geográfico donde los peces fueron capturados y aplicando incrementos diarios correspondientes a la suma de lo observado en tres días sucesivos en el ambiente hasta alcanzar las horas luz observadas en el equinoccio de primavera (Fotoperíodo inicial 9,8L: fotoperíodo final 14,2L). La temperatura se estableció en 20°C.

En un segundo experimento se utilizaron tres tratamientos con tres réplicas cada uno: 12L: 12D y una temperatura fija de 20 °C (como control), fotoperíodo progresivo y temperatura progresiva, y 24L: 0D y temperatura progresiva. El régimen incremental de temperatura se estableció aumentando un grado centígrado cada 7 días partiendo de los 20°C hasta una temperatura final de 25°C. La iluminación se programó utilizando controladores de tipo Arduino y la temperatura mediante calefactores eléctricos. Ambos experimentos se extendieron durante 45 días. El desarrollo ovárico se cuantificó mediante el índice gonadosomático (IGS), tamaño de oocitos, proporción de oocitos vitelogénicos y previtelogénicos y concentración de estradiol en plasma sanguíneo (ELISA). Los datos se analizaron mediante métodos no paramétricos (Kruskal-Wallis) seguido del procedimiento de múltiples comparaciones entre pares (método de Dunn). Se consideró un nivel de significancia de $p < 0,05$ para todos los procedimientos estadísticos.

Resultados

En la Tabla 1 se presentan los resultados del primer experimento. El mayor valor medio de IGS (5,04) fue obtenido en el tratamiento de fotoperíodo progresivo seguido por el tratamiento 0L: 24D (3,27), mientras que el valor medio más bajo de IGS fue observado en 24L: 0D. El valor final de IGS observado en 12L: 12D resultó similar a la condición inicial. Se observaron diferencias significativas en el IGS de las hembras entre los tratamientos ($H = 136,244$, $p < 0,001$ y 3 grados de libertad). Los resultados de las comparaciones de a pares establecieron que todos los tratamientos difirieron significativamente ($p < 0,05$) excepto en el caso de 12L: 12D y 0L: 24D.

Tabla 1 Promedio del Índice gonadosomático (IGS), desviación estándar. (DE), de *Cheirodon interruptus*, obtenidos en el primer experimento antes y después de la exposición a diferentes tratamientos fotoperiódicos.

Fotoperíodo (Luz: Oscuridad)	IGS	DE
Inicial	2,15	0,9
Progresivo	5,04	2,8
12L: 12D	2,71	1,3
24L: 0D	1,61	0,5
0L: 24D	3,27	2,3

Los análisis histológicos mostraron diferencias significativas entre los tratamientos en el tamaño de los oocitos y la proporción de oocitos previtelogénicos y vitelogénicos ($p < 0,001$). Las concentraciones plasmáticas de estradiol evidenciaron concordancia con la maduración ovárica registradas en los tratamientos. Los valores más altos fueron observados en el fotoperíodo progresivo ($221 \pm 1,8$ pg/ml) y el valor mínimo fue registrado en el tratamiento 24L: 0D ($204,7 \pm 6,9$ pg/ml), pero no se registraron diferencias significativas.

En el segundo experimento, se obtuvieron resultados concordantes con el experimento anterior donde se registró el mayor valor medio de IGS (6,07) en el tratamiento de fotoperíodo y temperatura progresivos seguido por el tratamiento 12L: 12D (3,3), mientras que el valor medio más bajo fue observado en 24L: 0D y temperatura progresiva (2,65). Al igual que en el primer experimento se observaron diferencias significativas en el IGS entre tratamientos ($p < 0,001$). El test "a posteriori" de Dunn mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) entre todas las combinaciones pares posibles. Además se registraron diferencias significativas entre los tratamientos en el tamaño de oocitos y la proporción de oocitos previtelogénicos y vitelogénicos ($p < 0,001$) (figura 1). Se registraron diferencias significativas ($p < 0,001$) en las concentraciones plasmáticas de

estradiol. Se obtuvieron los valores más altos en el tratamiento de fotoperíodo y temperatura progresivos ($296,9 \pm 21,8$ pg/ml) y el valor mínimo se registró en el tratamiento 24L: 0D y temperatura progresiva ($201,9 \pm 3,68$ pg/ml).

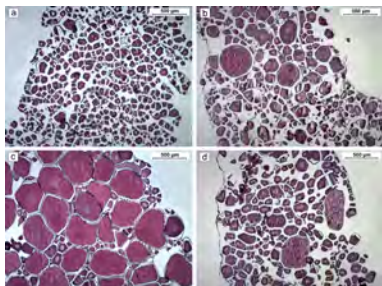


Fig. 1. Histología del tejido ovárico de *Cheirodon interruptus* obtenidos en el segundo experimento expuestos a diferentes tratamientos. a) 24L: 0D y temperatura progresiva. b) 12L: 12D y 20°C. c) fotoperíodo y temperatura progresiva. d) condición inicial.

Discusión

Los resultados obtenidos en el primer experimento no sólo indicaron que las variaciones del fotoperíodo afectan el desarrollo de los ovarios sino también que producen diferentes respuestas en los parámetros reproductivos evaluados. La exposición de *C. interruptus* a iluminación permanente (24L: 0D), evidenció una disminución generalizada de los valores de IGS y de la proporción de oocitos vitelogénicos, alcanzando los valores más bajos con la menor dispersión de todo el experimento. En este tratamiento fotoperiódico se determinaron los menores valores de estradiol plasmático, indicando que la iluminación permanente afecta la producción de hormonas sexuales inhibiendo el desarrollo gonadal. En el caso de la oscuridad total (0L: 24D) se observó una respuesta difusa en términos de cambio de IGS. Este tratamiento mostró rango amplio de variación en los valores, desde cercanos al mínimo hasta cercanos a los máximos registrados en todo el experimento. Los resultados del tratamiento progresivo afirman la idea de que el control del fotoperíodo puede promover cambios en relación a la maduración ovárica en *C. interruptus* debido a que en esta situación se registraron los valores más altos de IGS en comparación con el resto de los tratamientos. Se suma a lo expuesto que los análisis histológicos revelaron que el diámetro medio de los oocitos y la proporción vitelogénicos/ previtelogénicos fueron mayores en peces criados bajo este tratamiento. Así, la compresión de los incrementos progresivos

diarios observados en el ambiente desde el invierno a la primavera tuvieron una influencia relevante en la maduración ovárica y, por lo tanto, el régimen lumínico es un direccionador ambiental de la maduración ovárica y la reproducción de *C. interruptus*.

En el segundo experimento donde se combinó el fotoperíodo y la temperatura se observaron resultados consistentes con el experimento anterior. El tratamiento de fotoperíodo 12L: 12D y temperatura de 20°C al igual que en el primer experimento no mostró cambios en los tejidos gonadales, esto es indicativo que el mismo tuvo un efecto neutral en las funciones reproductivas para la especie, o al menos este régimen de iluminación no es apropiado para inhibir o activar la maduración ovárica. El tratamiento 24L: 0D y temperatura progresiva mostró el menor desarrollo en el ovario entre todos los tratamientos. El valor medio de IGS alcanzado por este tratamiento con respecto al mismo fotoperíodo, sin la manipulación de la temperatura del experimento anterior, fue más elevado pero se advierte un retroceso en los valores de IGS con respecto a la condición inicial. Por lo tanto se reafirma que la luz continua es un inhibidor del desarrollo ovárico en *C. interruptus*. El tratamiento de fotoperíodo y temperatura progresivos alcanzó el valor máximo de IGS representando un avance en el desarrollo gonadal cercano al 20% con respecto al alcanzado en el tratamiento de fotoperíodo progresivo sin incremento de temperatura del experimento anterior. Esto sugiere que la temperatura tiene una influencia en el desarrollo ovárico en *C. interruptus* acelerando los procesos de cambio generados por el fotoperíodo, ya que se obtuvo una mayor maduración en el mismo intervalo de tiempo. Lo observado se condice con lo expresado por otros autores que sostienen que la temperatura es un factor de control de la velocidad (Brett, 1979), mientras que el fotoperíodo es considerado como un factor directivo y un modulador primario de la maduración sexual.

Referencias

- Biswas A., Inoue K. y Takii K. 2010. Feeding interval and photoperiod influence the growth performance of striped knife jaw, *Oplegnathus fasciatus*. *Aquaculture Research*, 41: 517-523
- Brett J.R. 1979. Environmental factors and growth. En: Hoar W.S., Randall D.J. y Brett J.R. (eds), *Fish Physiology* (Vol. VIII), Academic Press, New York. pp. 599- 675.
- Bromage N.R., Porter M.J. y Randall C.F. 2001. The environmental regulation of maturation in farmed finfish with special reference to the role of photoperiod and melatonin. *Aquaculture*, 197: 63-98.
- Pankhurst N.W. y Porter M.J. 2003. Cold and dark or warm and light: variations on the theme of environmental control of reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry*, 28: 385-389.



EJE TEMÁTICO 4

BIODIVERSIDAD Y BIOGEOGRAFÍA



Aportes para el conocimiento de los coleópteros acuáticos, semiacuáticos y anfibios del sector oriental del sistema serrano de Tandilia, provincia de Buenos Aires

Gabriel A. Macchia¹, Juan L. Farina², Armando C. Cicchino¹

1- Instituto de Biodiversidad y Biotecnología (INBIOTEC-CONICET), Vieytes 3103, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

2- Área de Entomología Museo Municipal de Ciencias Naturales "Lorenzo Scaglia", Av. Libertad 3099, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

Email: gabrielmacchia@gmail.com

RESUMEN

Se presenta un listado de las especies de coleópteros acuáticos colectados en distintos muestreos realizados en el sector oriental de las sierras del Sistema de Tandilia, particularmente en los partidos de Balcarce y General Pueyrredón. Se da a conocer un listado de 35 especies pertenecientes a 6 familias: Dytiscidae (10), Gyrinidae (1), Noteridae (2); Carabidae (7), Hydrophilidae (15), Halipidae (1) y Scirtidae (1). Se menciona como cita por primera vez para Buenos Aires la presencia de *Vatellus wheeleri*.

Palabras claves: SISTEMA DE TANDILIA - COLEÓPTEROS ACUÁTICOS - SUDESTE BONAERENSE.

Introducción:

El cordón serrano septentrional de la Provincia de Buenos Aires pertenece a la formación geológica del sistema de Tandilia, el cual se extiende desde las inmediaciones del partido de Olavarría hasta el cabo Corrientes de la ciudad de Mar del Plata en la costa atlántica (partido de General Pueyrredón). Tiene una extensión de 350 km por un ancho máximo de 60 km (Cingolani, 2010). Además de su riqueza arqueológica, paleontológica y geológica estas sierras presentan componentes faunísticos y florísticos típicos, muchos de ellos de transición entre la llanura pampeana y la ecorregión del Espinal, incluyendo también elementos chaqueños y subtropicales, y funcionando como un corredor biológico para las especies presentes en el cordón serrano (Dellapé & Carpintero, 2012; Mazzanti & Bonnat, 2013). Las sierras aportan en su extensión a los arroyos y lagunas a los que nutren con el agua que escurre desde la cima a la base, presentando muchas de ellas cuerpos de agua superficiales de diferentes extensiones, incluyendo charcas temporales en períodos lluviosos. Este hecho, combinado con las características edafológicas y climatológicas

particulares, hacen de los humedales serranos ecosistemas que poseen una entomofauna acuática característica (Hernández *et al.*, 2002; Fernández *et al.*, 2010; Farina & Cicchino, 2016). Este trabajo es el primero de una serie destinada a incrementar el conocimiento de los coleópteros acuáticos, semiacuáticos y anfibios de estos ambientes, destacando la importancia de su conservación por la biodiversidad que albergan.

Metodología y área de estudio

Las 37 especies de coleópteros acuáticos, semiacuáticos y anfibios colectadas entre 1989 y 2019 provienen de muestreos hechos principalmente en tres áreas: Sierra Bachicha (partido de Balcarce, Ruta Nacional 226 Km 70.6), Sierra La Peregrina (partido de General Pueyrredón, Ruta Nacional 226 Km 2 de la entrada del barrio Sierra de Los Padres), y Reserva Natural Privada Paititi (mismo partido, camino Juan Borda Ruta Nacional 226, Km 22.7) (Fig. 1). El material proviene de muestreos sistemáticos en los distintos lugares y se encuentra depositado en el Museo Municipal de Ciencias Naturales "Lorenzo Scaglia" (Mar del Plata, Buenos Aires). Los muestreos han sido realizados con una red entomológica con un aro

de 40 cm de diámetro aproximadamente y una malla de red de 1 mm. El mango de la red es de 1 metro extensible hasta dos metros para aquellos lugares donde la altura hace difícil llegar al cuerpo de agua.

Los ambientes de altura y pie de monte muestreados corresponden a arroyos de escasa velocidad de corrientes, charcas semipermanentes y estanques. Cada ambiente explorado, con escasa diferencia altitudinal, difiere marcadamente en cuanto a la vegetación, profundidad, y cobertura de sombra, haciendo incluso de cada charca un ambiente diferente con un elenco de coleópteros acuáticos particular (Fig.2). Las especies han sido identificadas hasta el nivel taxonómico más bajo posible utilizando la bibliografía correspondiente (Libonatti *et al.*, 2011; Archangelsky *et al.*, 2014; Macchia, 2015; Chaudoir, 1882 y 1883; Putzeys, 1875).

Resultados:

Se identificaron 37 especies en 7 familias de coleópteros acuáticos, semiacuáticos y anfibios (Tabla 1). Como curiosidad, corresponde señalar que Fernandez *et al.* (2010) no reportaron especies anfibias de la familia Carabidae, en particular *S. (Stenous) fuscipes*, para el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Partido de Tornquist), siendo que esta especie ha sido y es habitualmente colectada en los humedales locales y sus adyacencias.

Discusión

Las sierras del Sistema de Tandilia presentan una amplia diversidad de especies de coleópteros acuáticos, semiacuáticos y anfibios, incluyendo relictos poblacionales aislados desde la formación y desarrollo histórico del mismo.



Fig. 1: El área negra punteada denota la extensión total del Sistema de Tandilia. El círculo rojo enmarca el sector oriental que ha sido estudiado. ●Sa. de la Bachicha; ■ Paititi; ▲Sa. La Peregrina.



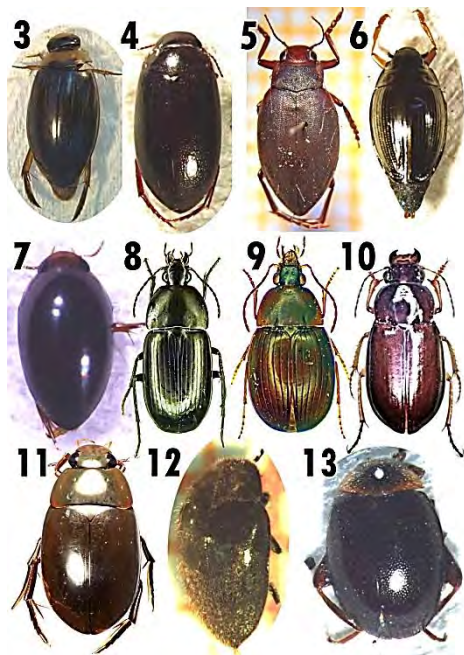
Fig.2: Ejemplos de algunos de los ambientes de cuerpos de agua presentes en la cima de la sierra en la Reserva Natural Privada Paititi.

Tabla 1: Lista de especies colectadas en los muestreos. * Hábito acuático. ** Hábito semiacuático. *** Hábito anfibio **** Larvas acuáticas y adultos terrestres.

Carabidae	Hydrophilidae
<i>Stenocrepis robusta</i> (Brulle, 1838) ***	<i>Berosus adustus</i> Knisch, 1922 *
<i>S. punctatostriata</i> (Brulle, 1838) ***	<i>B. bruchianus</i> Knisch, 1924 *
<i>S. laevigata</i> (Dejean, 1831) ***	<i>B. pallipes</i> Brullé, 1841 *
<i>S. metallica</i> (Dejean, 1826) ***	<i>B. pedregalis</i> Jensen-Haarup, 1910 *
<i>S. fuscipes</i> (Laferte Senectere, 1851) ***	<i>B. stenocoptus</i> Jensen-Haarup, 1910 *
<i>Oodinus archavaletae</i> (Chaudoir, 1882) ***	<i>Enochrus</i> (H) <i>breviusculus</i> (Bruch, 1915) *
<i>Antarctiola laevigata</i> (Putzeys, 1875) **	<i>E. (M) circumcinctus</i> (Bruch, 1915) *
	<i>E. (M) vulgaris</i> (Steinheil, 1869) *
Dytiscidae	<i>Hydrobiomorpha spinosa</i> (Orchymont, 1928) *
<i>Liodes</i> sp1 *	<i>Hydrophilus palpalis</i> (Brullé, 1837) *
<i>Liodes</i> sp2 *	<i>T. rapisternus</i> (T) <i>ignaratus</i> Knisch, 1921 *
<i>Laccornellus lugubris</i> (Aubé, 1838) *	<i>T. (T) lateralis limbat</i> (Brullé, 1837) *
<i>Lancetes marginatus</i> (Steinheil, 1869) *	<i>T. (P) latus</i> (Brullé, 1837) *
<i>R. signatus signatus</i> (Fabricius, 1775) *	<i>T. (T) setiger</i> (Germar, 1824) *
<i>Laccophilus paraguensis</i> Régimbart, 1903 *	<i>Paracymus</i> sp *
<i>Megadytes</i> (P) <i>glauco</i> (Brullé, 1836) *	
<i>Vatellus haagi</i> Wehncke, 1876 *	Limnichidae
<i>V. wheeleri</i> Miller, 2005 *	<i>Gen1</i> sp1 *
Gyrinidae	Noteridae
<i>Gyrinus</i> (O) <i>monrosi</i> Mouchamps, 1957 *	<i>Suphisellus rufipes</i> (Sharp, 1882) *
	<i>S. varicollis</i> Zimmermann, 1921 *
Halipidae	
<i>Haliplus oblongus</i> *	Scirtidae
	<i>Scirtes adustus</i> Boheman, 1858 ****

Muchas de estas sierras sin embargo han sido difíciles de muestrear por hallarse en campos privados cuyos propietarios desconocen el valor de su biodiversidad. Un ejemplo positivo de esto se da en la Reserva Natural Privada de Paititi, (Sierra de Difuntos), en el que su dueño hace ya más de 20 años fomenta el ingreso a la misma para investigación y visitas recreativas. Esta aportación pretende contribuir al conocimiento de estos coleópteros de los sistemas serranos bonaerenses orientales, en

sus aspectos tanto taxonómicos como bioecológicos, aunque de forma necesariamente preliminar a la fecha.



Figs.3-13: Ejemplos de algunas de las especies colectadas. Dytiscidae: **3** *Lancetes marginatus*, **4** *Laccornellus lugubris*, **5** *Vatellus haagi*; Gyrinidae: **6** *Gyrinus monrosi*; Noteridae: **7** *Suphisellus rufipes*; Carabidae: **8** *Stenocrepis laevigata*, **9** *Oodinus arechavaletae*, **10** *Antarctiola laevigata*; Hydrophilidae: **11** *Tropisternus latus*; Limnichidae: **12** gen. y sp. indet.; Scirtidae: **13** *Scirtes adustus*.

Bibliografía,

- Archangelsky M., Manzo V., Michat M.C. y Torres P.L.M. 2009. Capítulo 14: Coleoptera. En: E. Domínguez, H.R. Fernández (eds.) *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán. Argentina. Pp: 411-468.
- Chaudoir M. de. 1882. Monographie des Oodides. 1re partie. *Annales de la Société entomologique de France (6me série)* 2: 317-378.
- Chaudoir M. de. 1883. Monographie des Oodides. 2me partie. *Annales de la Société entomologique de France (6me série)* 2: 485-554
- Cingolani C.A. 2010. The Tandilia System of Argentina as a southern extension of the Rio de la Plata Craton: an overview. *Int J Earth Sci (Geol Rundsch)* DOI 10.1007/s00531-010-0611-5.
- Dellapé P.M. y Carpintero D.L. 2012. Relevamiento de los Heteroptera (Insecta: Hemiptera) de las sierras de Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.* 14(1): 125-134.
- Farina J.L. y Cicchino A.C. 2016. Una excursión entomológica por la costa atlántica bonaerense. En: Athor J., Celsi C. E. (eds.) *La costa atlántica de Buenos Aires. Naturaleza y patrimonio cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires. Pp. 281-323.
- Fernández L.A., Torres P.L., Michat M.C., Fischer S., Oliva A. y Bachmann A.O. 2010. Coleópteros acuáticos y semiacuáticos del Parque Provincial Ernesto Tornquist (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 69(3-4): 189-199.
- Hernández M., Giaconl L.M. y Gonzalez N. 2002. Línea de base ambiental para las aguas subterráneas y superficiales en el área minera de Tandilia, Buenos Aires, Argentina. En: Bocanegra E. Martínez D., Massone H. (eds.). 2002. *Groundwater and human development. Mar del Plata, IAH and VI ALHSUD*, 2002, p. 336-343.
- Libonatti M.L., Michat M.C. y Torres P.L.M. 2011. Key to the subfamilies, tribes and genera of adult Dytiscidae of Argentina (Coleoptera: Adepaga). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 70:317-336.
- Macchia G.A. Sinopsis del género *Tropisternus* Solier (Coleoptera: Hydrophilidae), con claves de identificación para las especies argentinas. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Argentina. 74 pps.
- Mazzanti D.L. y Bonnat G.F. 2013. Paisajes arqueológicos y cazadores-recolectores de la transición Pleistoceno-Holoceno. Análisis de las cuevas de ocupación en Tandilia oriental, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Relaciones-Sociedad Argentina de Antropología*. 38(2), 521-541.
- Putzeys J.A.A.H. (1873) 1875. Essai sur les Antarctia (Dejean). *Mémoires de la Société Royale des Sciences de Liège (Serie 2)* 5: 1-32.



Diversidad de simúlidos del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires

Eliana Ordoqui¹, Érika Silva do Nascimento Carvalho² y Juan J. García¹

¹ Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (UNLP – CONICET – asociado a CICIPBA) – Boulevard 120 entre 60 y 64 s/n (B1900), La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Laboratório de Simulídeos e Oncocercose - Instituto Oswaldo Cruz /FIOCRUZ - Av. Brasil, 4365 - Manguinhos - Rio de Janeiro - Brasil
Email: eliana_ordoqui@cepave.edu.ar

RESUMEN

Los simúlidos (Diptera: Simuliidae) son considerados plaga debido a la acción expoliatrix que producen las hembras hematófagas sobre el hombre y los animales domésticos que habitan cerca de los cursos de agua donde estos insectos se crían. Los pobladores de la cuenca superior del río Salado sufren las consecuencias de la alta densidad de simúlidos desde hace dos décadas. El objetivo del estudio fue conocer las especies de simúlidos presentes en un canal de la ciudad de Junín, Provincia de Buenos Aires. Los muestreos en el canal se realizaron con una frecuencia mensual de septiembre a noviembre de 2018. Se identificaron 3 especies: *Simulium bonaerense*, *S. chaquense* y *S. jujuyense*. *S. bonaerense* fue la especie con mayor presencia. El conocimiento de las especies de simúlidos que habitan los cuerpos lóticos de la región así como la/s especies responsables de las molestias es esencial, previo a la implementación de programas de control eficientes.

Palabras claves: SIMÚLIDOS - RÍO SALADO – DIVERSIDAD.

Introducción

Los simúlidos, o “mbarigü” como son conocidos en la zona, son dípteros nematoceros de la Familia Simuliidae que se crían en aguas con corriente y con presencia de sustratos naturales y/o artificiales. Los estados inmaduros son miembros dominantes dentro de las comunidades de insectos acuáticos en ecosistemas lóticos y juegan un rol trófico importante como detritívoros (Cummins, 1987). Los adultos se alimentan de jugos azucarados utilizados como combustible para volar y, además, en algunas especies, las hembras requieren ingerir sangre para el desarrollo ovárico.

La presencia de grandes densidades de hembras hematófagas de simúlidos reduce la calidad de vida en la población humana y afecta al ganado que se encuentra cercano a los cursos de agua donde se desarrollan estos insectos. La acción expoliatrix que provocan las hembras puede derivar en afecciones a la salud denominadas “simuliosis”. También, causan pérdidas económicas en centros turísticos y heridas en el ganado que pueden provocar infecciones secundarias, además de pérdidas

en la producción de leche y carne. Se desconoce hasta el momento que transmitan enfermedades en la zona de estudio, pero es conocida la mansonelosis en el NO de la Argentina (Shelley y Coscarón, 2001).

En la Argentina, se han descrito 72 especies de simúlidos, de las cuales 8 especies fueron citadas para la provincia de Buenos Aires (Coscarón y Coscarón-Arias, 2007).

Marino (2003) menciona que hasta el año 2000, la especie predominante era *Simulium jujuyense*, y que a partir de mediados de 2002, fue reemplazada totalmente por *S. chaquense*. Ésta es la única especie presente en la cuenca superior del río Salado en el Partido de Junín. Coscarón y Coscarón-Arias (2007) confirman la presencia de *S. chaquense* en la zona y especifican que fue muy abundante durante los altos niveles del río, en pequeñas corrientes que se originan a ambos lados del cauce cuando se producen desbordamientos.

Las hembras de *S. jujuyense* y *S. chaquense* presentan, preferentemente, hábitos antropofílicos, aunque también atacan vacas y caballos (zoofílicos).

La problemática afecta a los habitantes de la ciudad de Junín, ubicada en el NO de la

Provincia de Buenos Aires, como así también a varias localidades ubicadas a lo largo de la cuenca del río Salado. Entre ellas: Bragado, Mechita, Alberti, General Belgrano, 25 de Mayo, Roque Pérez, Chacabuco, Chivilcoy, San Miguel del Monte, Pila y Lezama.

El objetivo de este estudio fue conocer las especies de simúlidos presentes en un canal de la ciudad de Junín, Provincia de Buenos Aires.

Materiales y Métodos

Sitio de muestreo

Los muestreos se llevaron a cabo en un canal de desagüe pluvial ubicado sobre la RP188 (Km 154) en la ciudad de Junín, Provincia de Buenos Aires (34° 32' 38.72" S, 60° 54' 57.38" O; 72 msnm) durante los meses de septiembre a noviembre de 2018, con frecuencia mensual (Fig. 1). Se muestrearon 3 sitios en el canal.



Fig. 1. Canal donde se realizaron los muestreos en la ciudad de Junín.

Colecta de ejemplares

En cada sitio, se colectó la vegetación ribereña y arraigada donde se encontraban adheridos los estados inmaduros (larvas y pupas) de simúlidos, durante 10 minutos a lo largo de 10 m de extensión. La muestra fue colocada en una bolsa plástica, rotulada y mantenida en conservadora de isopor con hielo a 4°C mientras se transportó al laboratorio.

Prospección del material colectado

La vegetación colectada fue colocada en una bandeja plástica con agua corriente para la separación de los estados inmaduros. Las larvas se preservaron directamente en alcohol 80%. Las pupas (Fig. 2A), adheridas a la vegetación, se colocaron de manera individual, cuando fue posible, en tubos de microcentrífuga (Eppendorf) de 1,5 ml para la

emergencia de los adultos. Una vez emergidos, se mantuvieron vivos en el mismo tubo durante al menos 12–24h, hasta completar el endurecimiento y coloración del cuerpo (Fig. 2B). El adulto y la exuvia pupal asociada fueron conservados en alcohol 80%. Del mismo modo, se preservaron las pupas no emergidas.



Fig. 2. A) Vista dorsal de una pupa de simúlido colectada durante un muestreo. B) Simúlidos adultos recién emergidos dentro de tubos Eppendorf.

Identificación de los ejemplares colectados

La identificación de las especies se hizo en base a los adultos emergidos y la exuvia pupal asociada a partir de las pupas colectadas. Se observaron bajo lupa binocular los caracteres morfológicos utilizados para la identificación, adoptando los criterios taxonómicos descritos en Coscarón y Coscarón-Arias (2007).

Las larvas y pupas preservadas serán identificadas posteriormente.

Resultados

Se identificaron 565 adultos en total. Las especies identificadas fueron *Simulium bonaerense*, *S. chaquense* y *S. jujuyense* (Fig.3). *S. bonaerense* fue la especie con mayor presencia (80,9%) en el curso de agua muestreado, seguida por *S. chaquense* (18,6%) y *S. jujuyense* (0,5%). Se determinó la presencia de hembras y machos en las dos primeras especies, no así en el caso de *S. jujuyense*, donde emergieron únicamente machos.

Las macrofitas acuáticas fueron identificadas como *Potamogeton* sp., *Typha latifolia*, *Ceratophyllum demersum* y una especie de Gramineae.

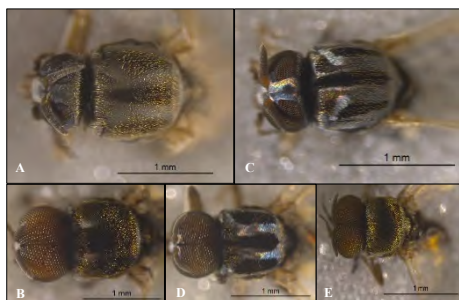


Fig. 3. Vista dorsal del escudo torácico con iluminación antero-posterior de las especies de simúlidos identificadas A) Hembra de *Simulium bonaerense*, B) Macho de *S. bonaerense*, C) Hembra de *S. chaquense*, D) Macho de *S. chaquense*, E) Macho de *S. jujuyense*.

Discusión y Conclusiones

Este estudio preliminar amplía la diversidad de simúlidos en la cuenca superior del río Salado en la Provincia de Buenos Aires. El canal muestreado presentó un número mayor de especies respecto a las registradas en el río Salado (Marino, 2003).

Las hembras de *Simulium bonaerense*, al igual que *S. jujuyense* y *S. chaquense*, presentan hábitos antropófilos y zoofílicos.

Destacamos que la información presentada forma parte de un muestreo anual que permitirá, una vez concluido, un mayor conocimiento de la diversidad de simúlidos presentes en los ambientes lóticos del NO de la Provincia de Buenos Aires. Es importante identificar las especies para, en estudios futuros, determinar aspectos bioecológicos de los simúlidos (estacionalidad, actividad hematofágica). Los resultados obtenidos serán la base de un programa de control a desarrollar, que incluya metodologías mecánicas y biológicas amigables con el ambiente y que evite los efectos tóxicos que provoca el uso de químicos sintéticos.

Agradecimientos

A las Dras. Lía Solari y Marianel Falvo, y a la Ing. Anahí Musso por sus colaboraciones en la revisión del manuscrito.

Referencias

- Coscarón S. y Coscarón-Arias C.L. 2007. *Neotropical Simuliidae (Diptera: Insecta). Aquatic biodiversity in Latin America (ABLA)*. Vol. 3. Editorial Pensoft, Moscow.
- Cummins K.W. 1986. The functional role of black flies in stream ecosystems. En: KC Kim, RW Merritt (eds.) *Black Flies: Ecology, Population Management, and Annotated World List*. University Park, PA: Penn. State Univ. Press. 1-10.
- Marino H.A. 2003. Los simúlidos (Diptera - Simuliidae) en la cuenca del río Salado, Pcia. de Buenos Aires, Argentina. *Ecología y Control Entomology. Vector*, 10 (4): 613-620.
- Shelley A.J. y Coscarón S. 2001. Simuliid blackflies (Diptera: Simuliidae) and ceratopogonid midges (Diptera: Ceratopogonidae) as vectors of *Mansonella ozzardi* (Nematoda: Onchocercidae) in northern Argentina. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 96 (4), 451-458.



Impacto de los cambios de uso del suelo sobre el escurrimiento superficial en zona de llanura. Caso de estudio, cuenca superior del arroyo Del Azul

Ana María Pinilla², Cristian Guevara^{1,4}, Bruno Lara^{3,4}, Eduardo Kruse^{2,4} y Cesar Suaza²

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff", República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Programa de posgrado en Ecohidrología. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Calle 47 N°200 (CP1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

³ Laboratorio de Investigación y Servicios en Teledetección de Azul (LISTA), Facultad de Agronomía (UNCPBA), Av. República de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina.

⁴ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Av. Rivadavia 1917, (C1033AAJ). Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Email: anamapm123@gmail.com

RESUMEN

Una de las grandes problemáticas a nivel mundial es la creciente demanda de alimentos. Esto ha provocado cambios en el uso del suelo en zonas con alto potencial agrícola. Para comprender el impacto que estas transformaciones causan a la dinámica hídrica, se cuantificó la variación del escurrimiento superficial bajo escenarios de cambios de usos del suelo, en la cuenca superior del arroyo Del Azul. Se utilizó el modelo numérico Soil and Water Assessment Tool (SWAT), con el que se realizó una simulación para un período de 13 años (2003-2015) y se contrastó con tres mapas de usos del suelo (2006-2007, 2010-2011 y 2015-2016), elaborados a partir de imágenes satelitales. El escurrimiento superficial promedio anual presentó variaciones de 41 mm (mapa 2006-2007), 35.3 mm (mapa 2010-2011) y 43 mm (mapa 2015-2016). Este estudio concluye que el escurrimiento superficial responde en parte a la dinámica del tipo de cobertura y la temporalidad de la superficie cubierta.

Palabras claves: USOS DEL SUELO - ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL – SWAT.

Introducción

La modificación de las coberturas y los usos del suelo han provocado cambios en los ecosistemas terrestres. Uno de ellos, es la pérdida de las múltiples formas de diversidad, afectando la estabilidad y complejidad de los ecosistemas (Gliessman, 2007). Un claro ejemplo de esto, es el fenómeno de agriculturización que se ha evidenciado en los últimos 25 años en la región pampeana (Paruelo et al. 2005). Este fenómeno, ha conducido a una simplificación del paisaje agrícola, reemplazando coberturas naturales por cultivos de secano como trigo y soja, a causa de las exportaciones. (Aizen et al. 2009).

Además de la pérdida de servicios ecosistémicos, los cambios en el uso del suelo y las variaciones climáticas, afectan la respuesta hidrológica en cuencas ubicadas en zonas de

llanura. (Paruelo et al. 2005; Maenza et al. 2017). Sin embargo, actualmente son pocos los estudios que detallen cómo las diferentes coberturas y usos del suelo inciden de distinta forma sobre las variables del balance hídrico, como es el escurrimiento superficial (SURQ). Es importante analizar la respuesta del SURQ bajo escenarios de uso del suelo, debido a que la integración de estas dos variables permite comprender la dinámica de la erosión hídrica y el riesgo de inundaciones (Guerschman. 2005).

El objetivo de este estudio es cuantificar el SURQ bajo escenarios de cambios de usos del suelo en la cuenca superior del arroyo Del Azul.

Materiales y Métodos

Zona de estudio

La cuenca superior del Arroyo del Azul (CSAA) (Fig. 1), ubicada en el centro de la provincia de Buenos Aires, tiene un área superficial de 1026 km². Sus límites son: al norte con la ciudad de Azul, al oeste con la ciudad de Olavarría, al este con la ciudad de Tandil y al sur con la ciudad de Chillar.

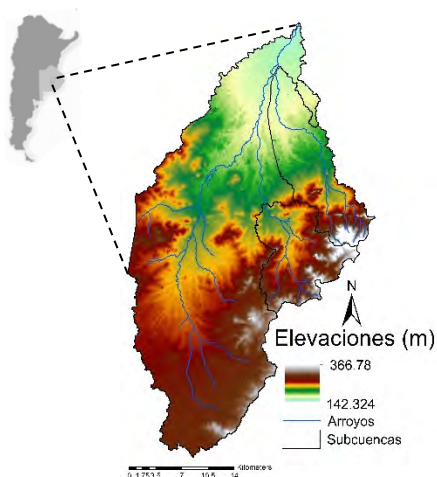


Fig. 1. Ubicación de la cuenca superior del arroyo Del Azul.

Modelo SWAT

Soil and Water Assessment Tool (SWAT) es un modelo semidistribuido continuo de paso diario (Arnold et al., 2012). Este modelo permite evaluar el impacto del uso del suelo tanto en el flujo superficial como subterráneo.

Para simular el escurrimiento superficial con el modelo SWAT se usaron los siguientes datos de entrada:

1. Datos climáticos: se utilizaron 7 estaciones meteorológicas con información diaria de precipitación, temperatura, humedad relativa, velocidad del viento, radiación solar y evapotranspiración potencial, para el periodo del 2003 al 2015.
2. Modelo Digital del Terreno (MDT): Se utilizó el Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)

con una resolución de 30 metros, corregido por Guevara et al. (2019).

3. Mapa de tipo de suelo: se usó el mapa del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, 1992) a escala 1:50000.
4. Mapas de usos del suelo: se construyeron tres mapas de usos del suelo a partir de imágenes satelitales MODIS (producto MOD13Q1) y LANDSAT (7 y 8), suministradas por La Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio (NASA), para los periodos 2006-2007 (P1), 2010-2011 (P2) y 2015-2016 (P3). A partir de la metodología de Guevara et al. (2018) se pudo determinar los principales usos y coberturas del suelo en la CSAA.

La simulación se realizó para un periodo de 13 años (2003-2015) y se tomó un periodo de calentamiento de 3 años (2003-2005) para la estabilización de las condiciones iniciales del modelo. La calibración se hizo para los años 2006-2011 donde se obtuvo un ajuste estadístico $R^2=0.56$ y $NS=0.47$ y se validó para el periodo 2012-2015 con un $R^2=0.53$ y $NS=0.51$.

Resultados y Discusión

En la Fig. 2, se muestran los principales usos y coberturas del suelo en la CSAA para los tres periodos de estudio. El porcentaje de área destinada para cultivos fue aumentando aproximadamente 6% en cada periodo, desplazando el territorio ocupado por pasturas y pastizales naturales (PPN).

El aumento de soja, normalmente sembrada en octubre-noviembre, y la implementación de la combinación trigo-soja o soja de segunda que se siembra a partir del mes de diciembre precediendo la cosecha de trigo, conlleva a una intensificación en el uso del suelo. Para el P3, estos cultivos de soja y trigo-soja, abarcaron el 72% de la superficie de la CSAA reduciendo el territorio ocupado por otras coberturas. Las PPN ocuparon solo un 11.4% principalmente en la zona norte de la cuenca, donde predomina el pastoreo. Los cultivos invernales y maíz se redujeron a 5.5 y 4.9%, respectivamente. Y los cultivos de girasol fueron tan insignificantes que no fue posible detectarlos con la metodología empleada.

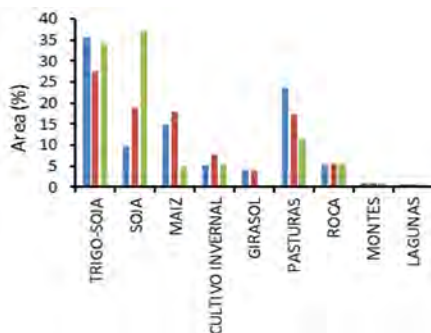


Fig. 2. Porcentaje de área cubierta por las diferentes coberturas y usos del suelo de la CSAA para los periodos 2006-2007(P1=Azul), 2010-2011 (P2=rojo) y 2015-2016 (P3=verde).

En la Fig. 3, se presenta la comparación de la respuesta promedio anual del SURQ para el periodo 2006-2015, con los 3 escenarios de usos del suelo propuestos. La respuesta del SURQ se puede evidenciar mejor en los años donde se registraron mayores precipitaciones (Tabla 1). Con estos resultados, se encontró que el SURQ aumentó 5% del P1 al P3. Estos dos periodos se asemejan en el porcentaje de superficie cubierta por trigo-soja (P1=35.5% y P3=34%) y cultivos de invierno (P1=5.2%, P3=5.5%). En cuanto al P2 respecto al P1, el SURQ disminuyó 16%. En el P1, la zona norte de la cuenca está cubierta en mayor proporción por PPN (23.7%) y maíz (14.8%). Mientras que en el P2, las diferentes coberturas ocupan un porcentaje similar entre ellas (Trigo-soja=27.5%, soja=18.8%, Maíz=18%, PPN=17.3%, C. invernol=7.6% y girasol=3.8%) y están distribuidas en pequeñas parcelas a lo largo de toda la cuenca. Por último, para el P3 el SURQ aumento 23% respecto al P2. Una de las características más notorias en el P2, es la diversidad de cultivos a lo largo de toda la cuenca. Mientras que en el P3, los cultivos de soja y trigo-soja predominaron, y solo un 21.8% fue ocupado por otras coberturas, principalmente en la zona con pendientes menores al 1%.

Tabla1. Comparación del escurrimiento superficial para los años más húmedos del periodo simulado para los tres escenarios propuestos

Año/Periodo	SURQ (mm)		
	P1	P2	P3
2007	63.21	53.43	66.27
2012	176.88	154.66	184.88
2014	63.53	52.37	64.8

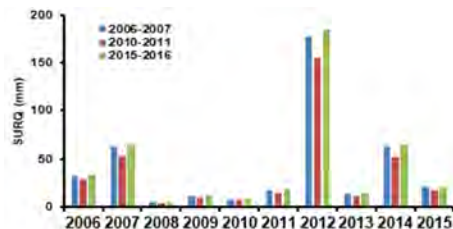


Fig. 3 Comparación del escurrimiento superficial promedio anual de la CSAA para el periodo de simulación 2006-2015 con los escenarios (P1=Azul), (P2=rojo) y (P3=verde).

Conclusiones

De acuerdo al objetivo planteado, se encontró que el SURQ aumento 5% con el P3, respecto a la respuesta con el P1. En cuanto al P2 con respecto al P1 disminuyó un 16% y para el P3 respecto a el P2 aumentó el 23%. Con estos resultados se concluye que el escurrimiento superficial en la cuenca superior del arroyo del Azul, responde en cierta medida a la dinámica del tipo de cobertura y temporalidad de la superficie cubierta.

Referencias

- Aizen M.A., Garibaldi L.A. y Dondo M. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología austral*, 19(1), 45-54.
- Arnold J.G., Kiniry J.R., Srinivasan R., Williams J.R., Haney E.B. y Neitsch S.L. 2012. Soil & Water Assessment Tool Input/Output Documentation Version 2012. Texas Water Resources Institute, TR-439, pp. 1-654.
- Gliessman S.R. 2007. Agroecology: The ecology of sustainable food Systems. USA. CRC Press.
- Guerschman J.P. 2005. Análisis regional del impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la región pampeana (Argentina). Tesis de Doctorado. Escuela para Graduados Alberto Soriano. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. 130 pp.
- Guevara Ochoa C., Vives L., Zimmermann E., Masson I., Fajardo L. y Scioli C., 2019. Analysis and correction of digital elevation models for plain areas. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. Doi: 10.14358/PERS.85.3.209.
- Guevara Ochoa C., Lara B., Vives L., Zimmermann E. y Gandini M. 2018. Una metodología para la caracterización del uso del suelo mediante imágenes de media resolución espacial. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 24(2), 207-218.
- <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.10.061>.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1992. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3760-16-3 Azul sur, Hoja 3760-22-1 base Azopardo.
- Maenza R.A., Agosta E.A. y Bettolli M.L. 2017. Climate change and precipitation variability over the western 'Pampas' in Argentina. *International Journal of Climatology*, 37(S1), 445-463.
- <https://doi.org/10.1002/joc.5014>
- Paruelo J.M., Guerschman J.P. y Verón S.R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15(87), 14-23.



Estudio de las comunidades parasitarias del dientudo (*Oligosarcus jenynsii*) en tres lagos someros de la provincia de Buenos Aires

María Alejandra Rossin, Verónica Taglioretti, Eugenia Levy y Juan Tomás Timi

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (UNMdP – CONICET) – Funes 3350, Mar del Plata
(7600), Buenos Aires, Argentina. Email: mrossin@mdp.edu.ar

RESUMEN

Los ambientes acuáticos de la región pampeana han sido sometidos por décadas tanto a estresores antrópicos, promovidos por la agricultura y la ganadería, como a factores climáticos extremos (sequías e inundaciones), que pueden afectar a diferentes especies de peces y a sus comunidades parasitarias. Son escasos los estudios realizados sobre las comunidades ictioparasitarias de la región y es por ello que el presente trabajo tiene como objetivo caracterizarlas, cuantificarlas y explorar los factores locales que las modulan, así como su capacidad de respuesta a eventos climáticos disruptivos, tomando al dientudo *Oligosarcus jenynsii* en tres lagos pampeanos como modelo de estudio. Se observaron diferencias significativas en las comunidades parasitarias respecto de su procedencia, en relación a las estaciones del año y finalmente se registró un incremento significativo en la riqueza de especies luego de un período de sequía.

Palabras claves: COMUNIDADES PARASITARIAS - LAGUNAS PAMPEANAS - DIENTUDO.

Introducción

La región Pampeana está caracterizada por numerosos cuerpos lénticos (lagos someros) y una densa red de drenaje constituida por arroyos que, en su mayoría, presentan escasa corriente como consecuencia de la suave pendiente topográfica (Sala *et al.* 1998). En estos ambientes acuáticos habitan un gran número de especies animales y vegetales que han sido sometidas por décadas tanto a estresores antrópicos, debido a la intensa actividad ganadera y agrícola, como a factores climáticos extremos, períodos de sequía y períodos de inundaciones. Estos factores pueden estar influenciando o modulando tanto la estructura de las comunidades de animales de vida libre, como los ensambles de parásitos que ellos albergan (Poff *et al.* 1997). Existen numerosos estudios que demuestran que, a gran escala, las variaciones climáticas, geográficas, geológicas (Guégan *et al.* 2005), la distancia entre poblaciones, la latitud y los gradientes ambientales, actúan como moduladores de estas comunidades parasitarias (Poulin y Morand 1999; Blasco-Costa *et al.* 2013); mientras que a escala regional, el uso del suelo, la actividad humana y la calidad del hábitat, han demostrado ser factores estructuradores relevantes (Taglioretti

et al. 2018). En tal sentido se ha comenzado a estudiar las comunidades parasitarias de peces pampeanos y los factores locales que las influncian. El presente trabajo pretende caracterizar y comparar la riqueza parasitaria del dientudo pampeano *Oligosarcus jenynsii* (Günther 1864), una de las especies más abundantes y ubicuas en la región, en 3 lagos someros de la provincia de Buenos Aires que presentan características ambientales diferentes. También se evalúa si factores ambientales, como la estacionalidad, afectan la composición de dichos ensambles y por último se analiza la respuesta de los mismos a factores disruptivos como la sequía.

Materiales y métodos

Sitios de muestreo: 3 lagos ubicados en el sureste de la llanura Pampeana: Nahuel Rucá, **NR** (37°37'13"S; 57°25'45"W); La Brava, **LB** (37°53'18"S; 57°58'33"W) y lagos recreativos de un campo privado en Tandil, Rancho de Popi, **RP** (37°21'23"S; 59°03'24"W). Las características ambientales de los lagos se tomaron de Romanelli *et al.* (2013). Se colectó un total de 66 dientudos con redes de arrastre y pesca con caña en **NR** (n=22; Largo Standard (LS): 10,1 cm (8,0-13,4)) y **RP** (n=25; LS: 16,7 cm (11,0-23,5)) en 2011 y en **LB** (n=19; LS:

Los peces fueron trasladados vivos al laboratorio, sacrificados por hipotermia y sometidos a un examen parasitológico. Todos los parásitos hallados se determinaron hasta el mínimo nivel taxonómico posible. Se calcularon los índices poblacionales y comunitarios según Bush *et al.* (1997). Para evaluar las diferencias en las comunidades parasitarias entre sitios muestreo y entre estaciones se realizaron PERMANOVAS de dos vías considerando al largo estándar como covariable. Las diferencias se observaron mediante un análisis canónico de coordenadas principales (CAP) basado en la matriz de similitud de Bray Curtis calculada a partir las abundancias parasitarias. Para evaluar la estacionalidad de las comunidades se realizaron escalamientos multidimensionales no métricos (nMDS), en base a dichas matrices, planteando las muestras por estación. Las diferencias en la riqueza parasitaria entre años fue evaluada mediante un PERMANOVA sobre una matriz euclidiana que se visualizó mediante un gráfico de promedios en función del año.

Tabla 1: Diversidad parasitaria de *O. jenynsii* en los tres lagos estudiados. Abundancia media parasitaria seguida por la prevalencia (%) .

<i>Phyllodistomum of rhamdiae</i>	0,4(9)	-	-
Digenea fam. gen. sp.	(12)	(10)	(8)
Echinostomatidae gen. sp.	543 (91)	17 (5)	-
Echinostomatidae gen. sp.	5(53)	-	0,5(8)
Echinostomatidae gen. sp.	5 (72)	0,6(16)	-
Cestodes			
Ciclophyllidea gen. sp.	0,03 (3)	2(21)	-
Proteocephalide gen. sp.	28 (41)	-	-
Nematodes			
<i>Rhabdochona mexicana</i>	0,06(3)	0,05(5)	-
<i>Hedruris bifida</i>	1 (41)	0,3(10)	-
<i>Contracaecum</i> sp.	5 (69)	18(100)	5(84)
Monoeneos			
<i>Characithecium chascomusensis</i>	6 (40)	95(100)	1(12)
<i>C. longianchoratus</i>	2 (36)	11 (95)	0,2(4)
<i>C. robustum</i>	0,1(91)	0,7(32)	-
<i>C. cuadratum</i>	0,1(9)	3 (74)	-
<i>C. quelatum</i>	1,4(9)	10(89)	-
Acantocéfalos			
<i>Polymorphus</i> sp.	0,5(25)	0,2 (5)	-
<i>Wolffhugelia</i> sp.	0,06(3)	0,3(10)	-
Copépodos			
<i>Lernaea cyprinacea</i>	-	0,05(5)	-
Mixosporidios			
<i>Unicauda</i> sp1	(41)	(26)	-
<i>Unicauda</i> sp2	(6)	(16)	-
<i>Henneguya</i> sp	-	(5)	-
<i>Myxidium</i> sp	(3)	(10)	-
<i>Hofferellus</i> sp.	-	(5)	-

Las comparaciones de las comunidades parasitarias en las estaciones del año fueron

realizadas a partir de los dientudos capturados en **NR** donde se observaron diferencias significativas entre las abundancias parasitarias entre otoño, invierno, primavera y verano de 2011 ($p=0.001$) (Fig. 3).

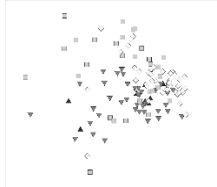


Figura 3: nMDS de las abundancias de ensamblajes parasitarios de *O. jenynsii* en relación a las estaciones del año en el lago **NR**. Otoño ▲ Invierno ▼ Primavera ▽ Verano ◇

El estudio del efecto de la sequía sobre la riqueza parasitaria durante los inviernos de 2008-2009 (sequía) y los inviernos de 2011-2012 (post-sequía) mostraron un aumento de la riqueza en el período 2011-2012 (Fig. 4).

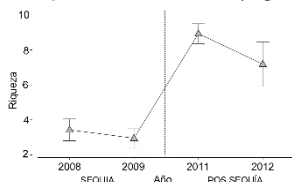


Figura 4: Riqueza media de parásitos de *O. jenynsii* de la laguna **NR** en los años de sequía y post sequía.

Discusión

La distribución geográfica de *O. jenynsii* comprende al norte, el sur de Brasil y Uruguay, y hacia el sur su distribución llega hasta el Río Colorado en Argentina. Así, los ejemplares aquí estudiados representan la distribución sur de esta especie. A pesar de que no existen estudios de las comunidades parasitarias de este hospedador en su distribución norte, la diversidad parasitaria hallada en este estudio puede ser comparada con peces characiformes de diferentes ríos de Brasil, como por ejemplo, *Astyanax altiparanae* en el cual diferentes autores han hallado entre 15-23 especies de parásitos (Negrelli et al. 2018). El total de especies halladas en *O. jenynsii* en los lagos bonaerenses podría indicar que la fauna parasitaria de esta región se corresponde a la diversidad parasitaria hallada en la ictiofauna brasileña. Este hallazgo se contrapone a la reducción en la diversidad íctica que presentan los lagos de la Región Pampeana en comparación a la alta diversidad que presentan los ríos y lagos de Brasil. A pesar de la alta diversidad hallada, esta no fue constante en los

3 lagos (**NR**=23; **LB**=22; **RP**=5). Además, se hallaron diferencias significativas entre las comunidades parasitarias de los tres lagos en cuestión, que podrían corresponderse a características ambientales de los mismos tales como, geomorfología, altitud, pendiente, área o profundidad (Romanelli et al. 2013). Estos resultados demuestran que estas comunidades responden a factores locales o características propias del sistema al que pertenecen y que, a su vez, cada lago presenta variaciones estacionales. Por otra parte, se observó un alto potencial de recuperación de la riqueza parasitaria ante condiciones extremas, que quedó evidenciado en el incremento en la riqueza luego de la sequía que afectó el lago **NR** durante 2008-2009. Un número mayor de estudios en diferentes hospedadores y en diferentes lagos, sumado al registro de variables limnológicas a lo largo del tiempo, permitiría reforzar estos resultados con el fin de hallar patrones generales de la ictioparasitofauna de la región.

Referencias

- Blasco Costa I., Koehler A.V., Martin A. y Poulin, R. 2013. Upstream-downstream gradient in infection levels by fish parasites: a common river pattern? *Parasitol.* 140, 266-274.
- Bush A.O., Lafferty K.D., Lotz J.M. y Shostak A.W. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. Revisited. *J. Parasitol.* 83, 575-583.
- Guégan J.F., Morand S. y Poulin R. 2005. Parasitism and ecosystems, 22-42.
- Negrelli D.C., Abdallah V.D. y Azevedo R.K. 2018. Metazoan parasites of the lambari *Astyanax altiparanae* collected in the Batalha River, State of São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.* 78, 535-539.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D. y Stromberg J.C. 1997. The natural flow regime. *BioScience*, 47, 769-784.
- Poulin R. y Morand S. 1999. Geographical distances and the similarity among parasite communities of conspecific host populations. *Parasitol.* 119, 369-374.
- Romanelli A., Esquius K.S., Massone H.E. y Escalante A.H. 2013. GIS-based pollution hazard mapping and assessment framework of shallow lakes: SE Pampean lakes (Argentina) as a case study. *Environ Monit Assess*, 185, 6943-6961.
- Sala J.M., Kruse E.E., Rojo A., Laurencena P. y Varela L. 1998. Condiciones hidrológicas en la Pcia de Bs As y su problemática. *Cát. de Hidrol. Gral.*, UNLP
- Taglioretti V., Rossin M.A. y Timi J.T. 2018. Fish-trematode systems as indicators of anthropogenic disturbance: Effects of urbanization on a small stream. *Ecol Indic*, 93, 759-770.



Macrófitas herbáceas en la traza urbana del arroyo del Azul

Rosa Scaramuzzino¹ Natalia Vercelli^{1,2,3} Carlos D'Alfonso¹ y Genaro Piazza¹

¹ Facultad de Agronomía (UNCPBA) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

³ CONICET - Godoy Cruz 2290 (C1425FQB), CABA, Argentina.

Email: rosas@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

El arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina) es el principal corredor hidrológico y biológico, que constituye el eje organizador de la cuenca homónima. Considerando la relevancia del mismo en la vida de la ciudad de Azul, y su importancia como corredor que interconecta sectores rurales (una zona serrana al sudoeste, y una llana al noreste), en este trabajo se presenta el inventario de especies macrófitas herbáceas registradas en la traza urbana del arroyo del Azul. Se compilaron datos preexistentes de censos de vegetación efectuados en la traza urbana del arroyo del Azul. Se registraron 37 especies de macrófitas acuáticas herbáceas asociadas a los márgenes en la traza urbana: se destaca la presencia de *Iris pseudacorus* (exótica, naturalizada), y de *Thalia multiflora* (nativa). La riqueza de macrófitas herbáceas en el sector estudiado es alta comparada con otros arroyos de la provincia, destacándose la alta proporción de especies nativas.

Palabras claves: MACROFITAS – HERBACEAS – ARROYO DEL AZUL.

Introducción

El arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina) es el principal corredor hidrológico y biológico que constituye el eje organizador de la cuenca homónima. En el sector de cabecera de cuenca (zonas serranas e interserranas) el diseño de drenaje es dendrítico con una textura relativamente gruesa, mientras que en la cuenca intermedia (zonas de transición hacia la llanura) el arroyo del Azul recibe las aguas de los arroyos Videla y Santa Catalina, y la textura de la red es más gruesa y se desdibuja el carácter integrado que presenta en la zona serrana. Allí, el arroyo del Azul actúa fundamentalmente como conductor de los excesos hídricos generados en la cuenca superior, además de existir adición de caudales locales subterráneos. Por su parte, la cuenca inferior tiene un comportamiento pasivo, con una red de drenaje que no está integrada y que es menos densa que en los otros sectores (Entraigas, 2013a).

Durante su recorrido por la cuenca intermedia, el arroyo atraviesa la ciudad de Azul en dirección sur-norte, siendo un elemento de gran relevancia para el desarrollo de actividades deportivas y recreativas (Entraigas, 2013b). En su recorrido por la traza urbana atraviesa diversos espacios

verdes públicos: el Camping Municipal, el Balneario Municipal "Almirante Brown", el Parque Municipal "Domingo Faustino Sarmiento", y la costanera "Cacique Catriel". Por otro lado, sus aguas también son depositarias de los efluentes líquidos pluviales y cloacales de la ciudad y de otros provenientes de industrias cercanas.

A pesar de las fuertes intervenciones antrópicas que ha sufrido el arroyo del Azul (debido a la urbanización, contaminación por actividades agropecuarias, domésticas e industriales, y el dragado, entre otras), en este ecosistema habitan gran cantidad de especies macrófitas herbáceas: aquellas plantas vasculares perceptibles a simple vista que habitan aguas dulces o salobres y cuyos órganos fotosintéticos se encuentran parcial o totalmente sumergido en todo el ciclo o parte de él (Jocou et al. 2018).

Considerando la relevancia del arroyo en la vida de la ciudad, y su importancia como corredor biológico que interconecta dos sectores rurales (el serrano en el área de cabecera, y el llano en la cuenca inferior), en este trabajo se presenta el inventario de especies macrófitas herbáceas registradas en la traza urbana del arroyo del Azul.

Metodología

Se recopilaron datos preexistentes de censos de vegetación efectuados en la traza urbana del arroyo del Azul. Los ejemplares coleccionados, fueron depositados en el herbario de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (FAA) y determinados con la bibliografía tradicional (Cabrera, 1963; Cabrera & Zardini, 1978; Hurrell, 2013); además, se actualizó la nomenclatura (Flora Argentina, 2019). Con los datos obtenidos se elaboró un inventario de las especies presentes, su origen (nativa o exótica), y su presencia en otros ambientes de la cuenca.

Resultados

Se registraron 37 especies de macrófitas acuáticas herbáceas asociadas a los márgenes del arroyo del Azul en la traza urbana (Tabla 1), de las cuales 17 son Liliópsidas y 20 Magnoliópsidas. Las mismas pertenecen a 17 familias botánicas, siendo Asteraceae (9) la más representada, seguida por Cyperaceae (4), Potamogetonaceae (4), Juncaceae (3) y Poaceae (2). Sólo 3 especies son exclusivas de la traza urbana del arroyo, a las 34 restantes se las encuentra en otros ambientes de la cuenca, pero generalmente en sitios húmedos.

Tabla 1. Especies de la traza urbana del arroyo del Azul. *: especies exóticas; AR: arroyo rural; C: Cubetas; M: Maleza; PL: Pastizales de Llanura; PS: Pastizales Serranos; PU: Periurbano; U: Urbano.

Especie	Otros ambientes
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	AR; U; PL; C
<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton, Stern & Poggenb.	AR; C
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	U; PU; PS; PL, C
<i>Echinochloa crusgalli</i> (L.) P. Beauv. var. <i>mitis</i> (Pursh) Petern.	AR
<i>Eleocharis bonariensis</i> Nees	PS; PL; PU
<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	PU
<i>Glyceria multiflora</i> Steud.	C
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	C; PL; PS
<i>Hypochaeris chilensis</i> (Kunth) Hieron.	PS
<i>Iris pseudacorus</i> L.	C

<i>Juncus balticus</i> Willd.	PL; C; AR
<i>Juncus imbricatus</i> Laharpe	PS; PL
<i>Juncus pallescens</i> Lam.	PS; PL
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven ssp. <i>montevidensis</i> (Spreng.) P.H. Raven	AR; C; PL
<i>Mikania periclypocifolia</i> Hook. & Arn.	C
<i>Myriophyllum quitense</i> Kunth	U; PU
<i>Nasturtium officinale</i> W.T. Aiton	AR
<i>Picrosia longifolia</i> D. Don	PL
<i>Plantago australis</i> Lam.	---
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	AR; PL
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	C; PL; PS
<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	AR; PL; PS
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	---
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schlttdl.	AR; C; PU
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják	AR; C
<i>Schoenoplectus pungens</i> (Vahl) Palla var. <i>longispicatus</i> (Britton) S.G. Sm.	C; PL
<i>Senecio bonariensis</i> Hook. & Arn.	U
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner	---
<i>Stuckenia striata</i> (Ruiz & Pav.) Holub	AR
<i>Symphyotrichum graminifolium</i> (Spreng.) G.L. Nesom	C; PL
<i>Thalia multiflora</i> Horkel ex Körn.	U
<i>Typha latifolia</i> L.	AR
<i>Valeriana polystachya</i> Sm.	PS
<i>Verbena montevidensis</i> Spreng.	PS; PL
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	AR; PS
<i>Xanthium strumarium</i> L.	C; M
<i>Zannichellia palustris</i> L.	AR

Discusión

Si se comparan los resultados aquí obtenidos con otros arroyos de la provincia de Buenos

Aires, se observa que el arroyo del Azul, en su traza urbana, presenta una mayor diversidad. Feijoo et al. (2012), por ejemplo, hallaron 22 especies en el arroyo Las Flores (cuenca del Río Luján), mientras que Basílico et al. (2015) registraron 16 especies nativas y 13 exóticas (incluyendo leñosas) con cobertura mayor al 5 % en arroyos de la cuenca superior del Río Reconquista, de las cuales sólo cuatro nativas eran palustres, algunas coincidentes con las del arroyo Azul como *Sagittaria montevidensis* e *Hydrocotyle bonariensis*. En el arroyo Las Flores la presencia de *Iris pseudacorus* (Fig. 1), especie exótica que se naturalizó en Argentina hace más de 80 años en el Delta del Paraná (Burkart, 1957) y actualmente se halla en Buenos Aires, Entre Ríos y Río Negro (Jocou et al., 2018), altera el flujo del agua al avanzar sobre el cauce (Feijoo et al., 2012), además de competir con especies nativas.



Fig. 1. *Iris pseudacorus* L. en el Arroyo del Azul.

Una especie nativa destacable desde el punto de vista biogeográfico es *Thalia multiflora*: de origen sudamericano, se distribuye en el sur de Brasil, Paraguay, Uruguay y el noreste de la Argentina (Zanotti et al., 2018), en la provincia de Buenos Aires, al norte de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, en zanjas, junto a vías férreas (Cabrera & Zardini, 1978), con registros en Tigre, Pilar y San Isidro, también en Magdalena (Flora Argentina, 2019). Por lo tanto, las poblaciones del arroyo del Azul son las más australes. Es probable que su origen haya sido antiguos cultivos en los espacios verdes públicos que atraviesa el arroyo, pero desde hace décadas crece en forma espontánea. La riqueza de macrófitas acuáticas (37), la mayoría asociada a humedales, así como el porcentaje de especies nativas (86 %) son considerados altos para la región. Estos componentes han sido tenidos en cuenta en el índice de calidad de las riberas pampeanas, donde algunos de los ítems que reciben

puntuación están relacionados con el predominio de las especies vegetales autóctonas y con la cobertura de hierbas palustres (Basílico et al., 2015). Las especies sumergidas son 4: *Potamogeton pusillus* L., *Stuckenia pectinata* (L.) Börner, *Stuckenia striata* (Ruiz & Pav.) Holub, *Zannichellia palustris* L. Este grupo biológico está relacionado con el desarrollo de invertebrados y peces y, en general, con la calidad de la ribera al mejorar las condiciones de hábitat y, probablemente, la calidad del agua (Feijoo et al., 2012).

Agradecimientos

Se agradece a los investigadores que han aportado ejemplares para su colección en el Herbario FAA, especialmente E. Farina e I. Entraigas.

Referencias

- Basílico, G. O., De Cabo, L., & Faggi, A. 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* nueva serie, 17(2), 119-134.
- Burkart, A. 1957. Ojeada sinóptica sobre la vegetación del Delta del Río Paraná. *Darwiniana* 11: 457-560.
- Cabrera, A. 1963. *Flora de la Provincia de Buenos Aires*. Colección Científica INTA. Tomo IV.
- Cabrera, A. L. y Zardini, E. 1978. *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires*. Ed. ACME S. A., Buenos Aires.
- Entraigas, I. 2013a. El arroyo del Azul. En: Entraigas, I. y Vercelli, N. (eds) *Los paisajes de la cuenca del arroyo del Azul*. Editorial Martín, Mar del Plata. Pp 29-36.
- Entraigas, I. 2013b. La ciudad de Azul. En: Entraigas, I. y Vercelli, N. (eds) *Los paisajes de la cuenca del arroyo del Azul*. Editorial Martín, Mar del Plata. Pp 37-44.
- Feijoo, C., Gantes, P., Giorgi, A. D. N., Rosso, J. J., & Zunino, E. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología acuática*, (27), 113-128.
- Flora Argentina 2019. www.floraargentina.edu.ar
- Hurrell, J. (ed.). 2013. *Flora Rioplatense*. Parte 2, volumen 7a. Asteraceae. SAB. Corrientes. 304 pag.
- Jocou, A. I., Fernández, C., y Gandullo, R. 2018. Macrófitas acuáticas vasculares del sistema de drenaje del Alto Valle de Río Negro, Patagonia (Argentina). *Revista del Museo de La Plata*, 3(2), 296-308.
- Zanotti, C. A., Ospina, J. C., & Keller, H. A. 2018. Sinopsis y novedades taxonómicas de la familia Marantaceae en la Argentina, incluyendo una nueva cita para el Paraguay. *Boletín de la SAB* 53(3), 1-10.



La Familia botánica Asteraceae en el arroyo del Azul: representatividad en el ámbito urbano y rural

Rosa Scaramuzzino¹ Natalia Vercelli^{1,2,3} y Carlos D'Alfonso¹

¹ Facultad de Agronomía (UNCPBA) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff” (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

³ CONICET - Godoy Cruz 2290 (C1425FQB), CABA, Argentina.

Email: rosas@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

La familia Asteraceae reúne más de 24000 especies y 1600 géneros, siendo la más diversa dentro de las plantas vasculares a nivel mundial y la mejor representada en la Argentina (1500 especies). En este trabajo se recopilaron datos preexistentes de censos de vegetación efectuados en los márgenes del arroyo del Azul y en diversos ambientes de su cuenca, para analizar la representatividad de la familia Asteraceae en sus márgenes. Los ejemplares coleccionados se depositaron en el Herbario FAA (Facultad de Agronomía - UNCPBA). Se registraron 20 especies asociadas a los márgenes del arroyo del Azul, siendo sólo 6 exclusivas de humedales y 2 comunes a los ámbitos rural y urbano.

Palabras claves: ASTERACEAS – ARROYO DEL AZUL – URBANO / RURAL.

Introducción

La familia Asteraceae (Compuestas) reúne más de 24000 especies y 1600 géneros, siendo la más diversa dentro de las plantas vasculares a nivel mundial, y la mejor representada en la Argentina, con alrededor de 1500 especies (Katinas et al., 2007; Hurrell, 2013). En la provincia fitogeográfica Pampeana se registran 361 especies nativas, además de un elevado número de taxones adventicios (72) (Katinas et al., 2007). Las Asteráceas viven en la mayoría de los biomas, con especies adaptadas a diferentes suelos, climas y relieves: hay especies exclusivas de suelos húmedos e inundables, otras habitan las orillas de ríos (Katinas et al., 2007), mientras que muchas de ellas son frecuentes en ambientes diversos debido a su gran amplitud de nicho.

Al igual que en todo el territorio bonaerense, en la cuenca del arroyo del Azul (36° 09' - 37° 19' S y 58° 51' - 60° 10' O), esta familia botánica ocupa el segundo lugar después de Poaceae en cuanto al número de representantes, tanto en roquedales y pastizales serranos (Valicenti et al., 2010; D'Alfonso et al., 2009), como en ambientes de llanura (D'Alfonso et al., 2015; Entraigas et al., 2017; Vercelli, 2018). Asimismo, las asteráceas se encuentran bien representadas en ambientes urbanos y periurbanos: en la ciudad de Azul

habitan unas 40 especies, en su mayoría exóticas, que crecen en veredas y otros espacios verdes de forma espontánea (Scaramuzzino, comunicación personal). También son numerosas las malezas pertenecientes a esta familia que afectan a los cultivos comerciales. El objetivo de este trabajo es analizar la representatividad de la familia Asteraceae en las márgenes del arroyo del Azul (trazas rural y urbana), señalando sus usos potenciales.

Metodología

Área de estudio

La cuenca del arroyo del Azul ocupa una superficie de 4926 km² en el centro geográfico de la provincia de Buenos Aires. El sector sur de la misma es un ambiente serrano perteneciente al Sistema de Tandilia (pendientes 3 %, aprox.) que se corresponde con el área de cabecera de cuenca. Allí nace el arroyo del Azul, principal curso de agua y corredor biológico, que recorre la cuenca en dirección SO-NE. En sus 160 km de extensión atraviesa el sector serrano, la ciudad de Azul y, por último, la zona de llanura donde la topografía es sumamente plana (Entraigas, 2013). Éste último sector pertenece a la Pampa Deprimida, donde dominan los pastizales naturales sometidos a anegamientos periódicos

(pendientes de 0.1 a 0.2 %).

Métodos

Se recopilaron datos preexistentes de censos de vegetación efectuados en las márgenes de arroyo del Azul y en diversos ambientes de la cuenca (sectores serrano, urbano y llanura), donde se coleccionaron ejemplares de la familia Asteraceae, que se depositaron en el Herbario FAA (Facultad de Agronomía - UNCPBA). Se determinaron con la bibliografía tradicional (Cabrera, 1963; Cabrera & Zardini, 1978; Hurrell, 2013) y se actualizó la nomenclatura (Flora Argentina, 2019). Se elaboró un inventario de las especies presentes, donde se consignaron los sectores (rurales y/o urbanos) del arroyo del Azul y otros ambientes donde fueron encontrados, su status (nativa o exótica) y sus usos potenciales (Cabrera et al., 2000; D'Alfonso et al., 2011; Vercelli et al., 2013; D'Alfonso & Scaramuzzino, 2018).

Resultados

Se registraron 20 especies asociadas a las márgenes del arroyo del Azul (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de las márgenes del arroyo del Azul, y sus hábitats en la cuenca. (J): status - usos potenciales; **AR:** arroyo rural; **AU:** arroyo urbano; **PS:** pastizales serranos; **PL:** pastizales de llanura; **C:** cubetas; **PU:** periurbano; **U:** urbano; **M:** maleza de cultivos.

Especie	Hábitat
<i>Ambrosia tenuifolia</i> Spreng. (nativa - medicinal)	AR; PS; PL; C
<i>Baccharis glutinosa</i> Pers. (nativa - medicinal)	AR; PS; PL
<i>Baccharis stenophylla</i> Ariza (nativa - sin uso conocido)	AR; PS; PL
<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton, Stern & Poggenb. (nativa - comestible)	AR; AU; C
<i>Centaurea diffusa</i> Lam. (exótica - sin uso conocido)	AU; PS; PL; PU
<i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E. Walker (nativa - comestible)	AR; PS; PU; M
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L. (nativa - medicinal, comestible)	AR; C
<i>Gaillardia megapotamica</i> (Spreng.) Baker var. <i>megapotamica</i> (nativa - medicinal)	AU; PS
<i>Grindelia pulchella</i> Dunal var. <i>discoidea</i> (Hook. & Arn) A. Bartoli & Tortosa (nativa - medicinal)	AR; PL

<i>Hypochaeris chilensis</i> (Kunth) Hieron. (nativa - medicinal)	AU; PS
<i>Lactuca saligna</i> L. (exótica - sin uso conocido)	AR; PU
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam. (exótica - medicinal)	AR; PS; PL; PU
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam. (exótica - medicinal - ornamental)	AU; PS; PL; PU
<i>Mikania periclyptocifolia</i> Hook. & Arn. (nativa - medicinal)	AU; C
<i>Picrosia longifolia</i> D. Don (nativa - medicinal)	AU; PL
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera (nativa - medicinal - comestible)	AR; AU; PL
<i>Senecio bonariensis</i> Hook. & Arn. (nativa - medicinal - ornamental)	AU; U
<i>Symphotrichum graminifolium</i> (Spreng.) G.L. Nesom (nativa - artesanías)	AU; PL; C
<i>Symphotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom (nativa - medicinal)	AR; PS; PL; U
<i>Xanthium strumarium</i> L. (nativa - medicinal - insecticida)	AU; C; M

Discusión

A pesar de estar bien representada en los diversos ambientes de la cuenca analizada (Valicenti et al., 2005; Vercelli 2018), la riqueza de especies de la familia Asteraceae es baja en las comunidades vegetales que se desarrollan en los márgenes del arroyo del Azul.

Se registraron sólo 20 especies (16 nativas, 4 exóticas), de las cuales únicamente 6 son exclusivas de humedales (*Bidens laevis*, *Eclipta prostrata*, *Mikania periclyptocifolia*, *Pluchea sagittalis*, *Senecio bonariensis* y *Symphotrichum graminifolium*). Las restantes habitan pastizales serranos y de llanuras, ambientes urbanos y periurbanos o son malezas de cultivos. Desde la perspectiva de la Ecología de Paisajes, es probable que los bordes del arroyo funcionen como corredores biológicos (Gantes et al., 2017) positivo para las especies nativas, pero que probablemente desfavorezca a las exóticas como *Centaurea diffusa* y *Leucanthemum vulgare*.

Las especies exclusivas de humedales son todas nativas de Sudamérica, excepto *Bidens laevis* que se extiende desde América del Norte (Flora Argentina, 2019). Todas se distribuyen hasta el centro de la Argentina, por lo tanto, la cuenca del arroyo del Azul se encuentra cercana al límite austral de distribución geográfica de las seis

especies. El mismo número de especies (11) habitan ambientes rurales y urbanos, aunque sólo *Bidens laevis* y *Pluchea sagittalis* se encuentran en ambos sectores. En cuanto a los usos potenciales, a 17 de las 20 especies se les conoce algún uso, entre los que se destacan las propiedades medicinales (14) y comestibles (4). La conservación de las Asteráceas en el arroyo del Azul es sumamente importante. Desde el punto de vista biogeográfico, conservar las poblaciones en el límite austral de su distribución es concordante con la tendencia actual de revalorizar las poblaciones periféricas en el rango de extensión geográfica por considerar que están adaptadas a futuros cambios en el ambiente (Channell, 2004). Por otro lado, la presencia de poblaciones de Asteráceas contribuye a la valoración del arroyo del Azul como ecosistema proveedor de servicios de provisión, culturales y de soporte (por sus usos potenciales, valor estético, y mantenimiento de la diversidad genética y biológica, entre otros).



Fig. 1. *Senecio bonariensis* Hook. & Arn. en márgenes del arroyo del Azul

Referencias

- Cabrera A. 1963. *Flora de la Provincia de Buenos Aires*. Colección Científica INTA.
- Cabrera A.L. y Zardini, E. 1978. *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires*. Ed. ACME S. A., Buenos Aires.
- Cabrera A., Crisci J., Delucchi G., Freire S., Giuliano D., Iharlegui L., Katinas L., Saenz A., Sancho G. y Urtubey E. 2000. Catálogo ilustrado de las compuestas (= Asteraceae) de la provincia de Buenos Aires, Argentina: sistemática, ecología y usos. *Probiota-Cobiota* 1-137. La Plata: UNLP
- Channell R. 2004. The conservation value of peripheral populations: the supporting science. Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference. 1-17. Victoria, Canadá: Organizing Committee.
- D'Alfonso C., Scaramuzzino R. y Farina E. 2009. Asteraceae en un sector del Sistema de Tandilia. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 44 (Supl.): 84-85.
- D'Alfonso C., Scaramuzzino R. y Farina E. 2011. Actualización del Catálogo de la Flora Medicinal de las Sierras de Azul (Sistema De Tandilia), Provincia De Buenos Aires, Argentina. *Rojasiana*, 10(1): 29-53.
- D'Alfonso C., Scaramuzzino R., Vercelli N. y Entraigas I. 2015. Composición florística de los pajonales de *Paspalum quadrifarium* Lam. en la cuenca del arroyo del Azul. En: Minotti P. y Entraigas I. (eds.) *Actas del II Congreso Argentino de Ecología de Paisaje*, Editorial Martín, Mar del Plata. pp. 82-84.
- D'Alfonso C. y Scaramuzzino R. 2018. Plantas nativas silvestres potencialmente comestibles de ambientes rurales y urbanos del centro de Buenos Aires. *Horticultura Argentina*, 37 (93): 5-22.
- Entraigas I. 2013. El arroyo del Azul. En: Entraigas I. y Vercelli N. (eds.) *Los paisajes de la cuenca del arroyo del Azul*. Editorial Martín, Mar del Plata. Pp 29-36.
- Entraigas I., Vercelli N., Ares M.G., Varni M. y Zeme S. 2017. Flooding effects on grassland species composition in the Azul creek basin, Argentina. *Rangeland Journal*, 39, 245–252.
- Flora Argentina 2019. www.floraargentina.edu.ar (consultada el 15-07-2019)
- Gantes P., Falco L. y Caro A. 2017. Diversidad de la vegetación y características morfoedáficas de las riberas de arroyos pampeanos. *Ecología austral*, 27(1), 85-93.
- Katinas L., Gutiérrez D., Grossi M.A. y Crisci J. 2007. Panorama de la familia Asteraceae (= Compositae) en la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 42(1-2), 113-129.
- Hurrell J. (ed.). 2013. *Flora Rioplatense*. Parte 2, volumen 7a. Asteraceae. Sociedad Argentina de Botánica. 304 pag. Corrientes.
- Valicenti R., Farina E., D'Alfonso C. y Scaramuzzino R. 2005. Caracterización Fitosociológica de un Pajonal Serrano de *Paspalum quadrifarium* Lam. en Azul (Provincia de Buenos Aires). *Revista Científica Agropecuaria Facultad de Ciencias Agropecuarias - UNER* 9(2): 141-152
- Valicenti R., Farina E., Scaramuzzino R. y D'Alfonso C. 2010. Ordenación de la vegetación en el paisaje Boca de las Sierras (Azul, Sistema de Tandilia). *RASADEP*, 1: 111-122.
- Vercelli N., Entraigas I., Scaramuzzino R., Migueltorena V. y D'Alfonso C. 2013. Plantas medicinales de los bajos alcalinos de la cuenca del arroyo del Azul (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Facultad Ciencias Agrarias UNCuyo*, 45(2): 285-298.
- Vercelli N. 2018. Heterogeneidad del paisaje en la cuenca inferior del arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. UNMDP.



Análisis de la influencia de variables ambientales sobre el Factor de Condición Relativo y el Índice Gonadosomático de *Cyprinus carpio*

Mariano Soricetti¹, Tomás Maiztegui², Darío Colautti², Fredy Guardiola Rivas¹, Julia Bazzani¹ y Patricio Solimano¹

¹Laboratorio de Biotecnología y Tecnología en Alimentos (CIT Río Negro-UNRN Sede Atlántica) – Rotonda Cooperación y Ruta Provincial N° 1 (8500), Viedma, Río Negro, Argentina.

²Laboratorio de Ecología de Peces. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) (CONICET - UNLP) - Boulevard 120 y 62 (1900), La Plata, Bs As, Argentina.

Email: msoricetti@unrn.edu.ar

RESUMEN

El objetivo del estudio es analizar qué variables ambientales ejercen más influencia sobre el Factor de Condición Relativo (K_N) y el Índice Gonadosomático (IGS) de *Cyprinus carpio* en 3 ambientes diferentes de Argentina. Para examinar el ajuste del modelo con las variables (nivel hidrométrico, horas luz, precipitaciones y temperatura ambiente) que afectan a ambos índices, se buscaron efectos del día de muestreo y efectos diferidos (día de muestreo, sumatoria de 15 y 30 días previos al muestreo). Los modelos que mejor explicaron la variación fueron $IGS \sim Alt + HL30 + P30$, y $K_N \sim Alt + T15 + HL30 + P15$. Esto demuestra que la temperatura no afectaría al IGS de la carpa, mientras que el K_N es afectado por todas las variables evaluadas. Además, las variables ambientales explican mejor la variación de IGS que la variabilidad de K_N según los R^2 obtenidos.

Palabras claves: ÍNDICE GONADOSOMÁTICO - ESPECIE INVASORA - FACTOR DE CONDICIÓN RELATIVO.

Introducción

La carpa común (*Cyprinus carpio*) es una especie cosmopolita, y presenta la mayor distribución dentro de los peces dulceacuícolas (Sivakumaran et al. 2003) y es la segunda especie más ampliamente distribuida en nuestro país (Maiztegui 2016). Debido a su capacidad adaptativa, ha ocupado una variada gama de hábitats, entre los que se pueden mencionar embalses, humedales, grandes ríos, arroyos y estuarios (Panek 1987).

Una de esas capacidades es la reproductiva, ya que es uno de los peces dulceacuícolas más prolíferos (Swee & McCrimmon, 1966). El ciclo reproductivo de esta especie está gobernado por variables ambientales (Bye, 1984).

El objetivo de este estudio es analizar qué factores ambientales, horas de luz, precipitaciones, temperatura ambiente y nivel hidrométrico, ejercen más influencia sobre el Factor de Condición Relativo - K_N - (Le Cren, 1951) y el Índice Gonadosomático (IGS) en las carpas de 3 ambientes diferentes.

Materiales y Métodos

Para el análisis se evaluaron ejemplares de *C. carpio* de tres ambientes y años diferentes, la laguna de Lobos (1993-96), los humedales de Ajo (2009-10) y el Valle Inferior del río Negro (2016-17). A los peces muestreados en cada ambiente se les tomaron medidas de la longitud estándar en cm (Lst), peso total en g (W) y el peso de las gónadas en g (Wg). Con dichos datos se calculó el IGS según (Sivakumaran et al. 2003) y el K_N (Le Cren 1951).

Para el análisis se tuvieron en cuenta las siguientes variables ambientales, el nivel hidrométrico en m (Alt), horas luz del día en minutos (HL), precipitaciones en mm (P), temperatura ambiente del día en °C (T).

Los datos fueron obtenidos in-situ, del Servicio de Hidrografía Naval, Sistema Meteorológico Nacional, Departamento Provincial de Aguas y de la Sociedad Rural de Lobos.

Para analizar la influencia ambiental sobre la biología de la carpa se realizaron regresiones lineales múltiples, en las que se consideró de manera independiente a los índices (K_N e IGS) como variable respuesta y como predictoras: el

nivel hidrométrico del día de muestreo (Alt) y la precipitación (P), temperatura (T) y horas luz (HL), tanto del día de muestreo (1) como de la sumatoria de los últimos 15 días (15) y 30 días (30). La selección de modelos se realizó siguiendo la metodología “backward selection procedures” según el criterio de información de Akaike, el correcto ajuste se evaluó en base a los gráficos diagnósticos de los residuos. Todos los análisis estadísticos se realizaron con R (R Core Team 2019), para la visualización de resultados se utilizó el paquete “visreg” (Breheny & Burchett, 2017).

Resultados

Para el K_N se generaron 18 modelos candidatos combinando las variables predictoras: Alt, HL1; HL15 y HL30, T1; T15 y T30, P1; P15 y P30. En el caso del IGS se generaron 16 modelos ya que no se contó con algunos datos de precipitaciones y nivel hidrométrico de Lobos. Para el K_N , el modelo que mejor explica su variación en los tres ambientes, fue $K_N \sim \text{Alt} + \text{T15} + \text{HL30} + \text{P15}$ ($p=0,05$) (Tabla 1).

Tabla 1: K_N : Análisis de la Varianza para regresión lineal múltiple. GL=grados de libertad; SC= Suma de cuadrados; CM= Cuadrados medios; Pr= probabilidad.

	GL	SC	CM	F	Pr(>F)
Alt	1	0.11	0.10	8.7	0.0032
T15	1	0.68	0.68	54.7	<0.0001
HL30	1	0.55	0.55	44.4	<0.0001
P15	1	0.39	0.39	31.4	<0.0001

Por lo tanto, las variables que mejor explican las variaciones en el K_N de los peces son la Alt del día, la T de los últimos 15 días y P de los últimos 15 días, de manera negativa y las HL de los últimos 30 días de manera positiva (Fig. 1). El modelo tiene un $R^2=0.0598$, lo que explica poco de la variabilidad total del sistema, ya que los ambientes analizados son muy diferentes al igual que los años. De todos modos, permite analizar variables ambientales muy generales además del periodo temporal de esta influencia.

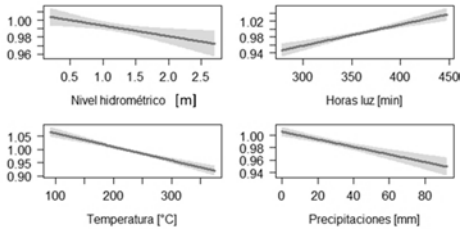


Fig. 1. Comportamiento predicho por el modelo del Factor de Condición Relativo (K_N) en función de las variables ambientales; nivel hidrométrico en m, horas luz en minutos (sumatoria de 30 días previos), temperatura ambiente en °C y precipitaciones en mm (estas 2 últimas variables sumatoria de los 15 días previos).

Para el IGS, el modelo que mejor explicó la variación fue $\text{IGS} \sim \text{Alt} + \text{HL30} + \text{P30}$ (Tabla 2).

Tabla 2: IGS: Análisis de la Varianza para la regresión lineal múltiple. GL=grados de libertad; SC= Suma de cuadrados; CM= Cuadrados medios; Pr= probabilidad.

	GL	SC	CM	F	Pr(>F)
Alt	1	1954	1954	76.5	<0.0001
HL30	1	5225	5225	204.6	<0.0001
P30	1	374	374	14.6	0.00013

Las variables ambientales que mejor explican los cambios del IGS son la Alt del día, las HL de los últimos 30 días, ambas de manera negativa y la suma de las P de los últimos 30 días de forma positiva (Fig. 2). Este modelo presenta un R^2 de 0.137, la diferencia en los R^2 de ambos modelos $K_N=0.0598$ e $\text{IGS}=0.137$, evidencia una mayor influencia de las variables ambientales sobre el IGS.

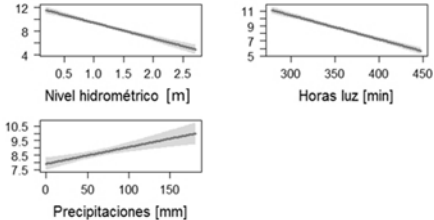


Fig. 2. Comportamiento predicho por el modelo del Índice Gonadosomático (IGS) en función de las variables ambientales nivel hidrométrico en m, horas luz en minutos y precipitaciones en

mm (las 2 últimas sumatoria de los 30 días previos).

Discusión y Conclusiones

Los modelos matemáticos ajustados a los datos de 3 ambientes, indican que el K_N de las carpas, mejora con niveles escasos de precipitaciones, bajos niveles hidrométricos y temperatura. Las dos primeras variables podrían evidenciar que el ambiente concentra más los recursos en un menor volumen, lo que favorecería la condición de la especie. Por otro lado, la temperatura indicaría que la especie exhibe un mejor estado general cuando esta variable muestra valores más bajos. Por lo tanto, en un ambiente patagónico como el del río Negro, esta especie presentaría una mejor adaptación que a zonas de menor latitud. La cantidad de horas luz son más en primavera-verano, lo que favorece el incremento del K_N de los peces, seguramente porque por un lado la disponibilidad de alimento es mayor, y por otro, los individuos deben recuperar la energía empleada en la reproducción.

Con relación al IGS, es para enfatizar que la temperatura no muestra influencia en las variaciones del mismo a lo largo del ciclo anual, mientras que si lo hace de forma preponderante la suma de precipitaciones de los últimos 30 días. Es de difícil interpretación que la relación del IGS sea negativa con respecto al nivel hidrométrico, pero positiva con respecto a las precipitaciones. Esto podría deberse a que el nivel hidrométrico es el del día y las precipitaciones son a 30 días previos del muestreo. Por lo tanto, la evolución temporal de estos dos parámetros en este periodo de tiempo podría estar desfazada. Por otro lado, es de destacar la influencia de la sumatoria de los 30 días de las HL como una variable explicativa de manera negativa, o sea, a menor cantidad de horas luz mayor IGS. Esto se puede observar algunas semanas después del solsticio de verano, donde las gónadas empiezan a incrementar su tamaño y por lo tanto su IGS.

De los modelos, se puede enfatizar que tanto el IGS como el K_N están más influenciados por condiciones ambientales que sucedieron los días precedentes, que por las que transcurren en el momento particular del muestreo.

Bye (1984) menciona a la temperatura como una variable ambiental importante para la regulación del ciclo reproductivo de los peces, y por lo que se desprende de nuestros modelos, existen otras variables que tiene una mayor

influencia sobre el IGS que la temperatura, como es la sumatoria de HL.

Los modelos de regresión lineal múltiple, son una herramienta que nos permitirá, sumado a un incremento de la base de datos existente, fundamentar con argumentos más consistentes, nuevas y más complejas interpretaciones de los procesos y cambios que afecten la condición y la reproducción de esta especie invasora altamente adaptable.

Referencias

- Breheny P. y Burchett W. 2017. Visualization of Regression Models Using visreg. The R Journal, 9: 56-71.
- Bye V. 1984. The role of environmental factors in the timing of reproductive cycles. En Fish reproduction., pp 187-205. (Eds.G. Potts; y R. Wootton). Academic press. Harcourt Brace Jomanovich, Publishers. 410 pp.
- Le Cren E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). Journal of Animal Ecology 20: 201-219.
- Maiztegui T. 2016. Ecología poblacional de *Cyprinus carpio* (TELEOSTEI) en los Humedales de Ajó, Buenos Aires (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Naturales y Museo).
- Panek F.M. 1987. Biology and ecology of Carp. En: Carp in North America (Ed Cooper E. L.) American Fisheries Society Bethesda Maryland. 1-15.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sivakumaran K.P., Brown P., Stoessel D. y Giles A. 2003. Maturation and reproductive biology of female wild carp, *Cyprinus carpio*, in Victoria, Australia. Environmental Biology of Fishes 68: 321-332.
- Swee U.T. y McCrimmon H.R. 1966. Reproductive biology of carp, *Cyprinus carpio* L., in Lake St. Lawrence, Ontario. Transaction of the American Fisheries Society 95: 372-380.



“Mohos zoospóricos” (Saprolegniales, Peronosporomycetes) causantes de oomicosis en huevos de anfibios: Estudio preliminar de los principales géneros involucrados

Steciow Mónica¹, Federico Oser² y Guillermo S. Natale²

¹ Instituto de Botánica Spegazzini (FCNyM, UNLP) – 53 # 477, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Centro de Investigaciones del Medioambiente CIM (CONICET-UNLP) Departamento de Química, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP - CONICET. La Plata, Buenos Aires, Argentina.
Email: federicooser@gmail.com

RESUMEN

Los mohos acuáticos zoospóricos (Saprolegniales, Peronosporomycetes) son organismos saprótrofos ubicuos, parásitos de anfibios (huevos, juveniles, adultos) y de otros integrantes de la cadena trófica en ambientes acuáticos. Se analizaron y procesaron muestras de agua, materia orgánica y huevos de *Rhinella arenarum* mediante técnica de cebado, colectadas en un ecosistema acuático temporario del Pdo. La Plata (Bs. As., Argentina). Cinco géneros de organismos parásitos de huevos fueron registrados: *Achlya*, *Brevilegnia*, *Pythiopsis*, *Saprolegnia* y *Thraustotheca*, siendo *Pythiopsis* el género que más frecuentemente colonizó sustratos colocados en cajas de Petri analizadas. Se citan por primera vez en el país a los géneros *Brevilegnia*, *Pythiopsis* y *Thraustotheca* como parásitos de huevos de anfibios autóctonos. Las especies serán determinadas *a posteriori* por técnicas morfológicas y moleculares.

Palabras claves: ANFIBIOS – PERONOSPOROMYCETES – OOMICOSIS.

Introducción

Los mohos acuáticos zoospóricos incluyen formas saprótrofas y parásitas de algas, invertebrados, plantas, otros pseudohongos zoospóricos y vertebrados tales como peces, anfibios y mamíferos. Los organismos Peronosporomycota (Oomycota) integran los órdenes Leptomitales, Peronosporales, Pythiales, Saprolegniales, Rhipidiales y Sclerosporales (Johnson et al., 2002).

Una de las causas de la disminución de la diversidad de anfibios documentada a nivel global, es el aumento de su sensibilidad a enfermedades infecciosas entre las que se encuentran las oomicosis provocadas por algunas especies de Peronosporomycota. Los organismos causantes de oomicosis, de carácter cosmopolita, se dispersan mediante sus zoosporas y pueden parasitar a integrantes de distintos niveles de la cadena trófica (Johnson et al., 2002). Particularmente en anfibios autóctonos, se conoce por ejemplo que *Saprolegnia* spp. tiene impacto en las puestas produciendo variación en sus tiempos de eclosión e incluso en ocasiones genera mortalidad significativa en virtud del

quimiotaxismo que poseen las zoosporas asexuales (Perotti et al., 2013).

Esta contribución es iniciada en Octubre del año 2018 tras observar, en un ambiente acuático temporario presente en la Pcia. de Buenos Aires, ovas de *Rhinella arenarum* sobre las cuales se desarrollaban micelios no identificados. Se propuso como objetivo entonces identificar la micobiota que habita este ambiente donde la especie *R. arenarum* se reproduce.

R. arenarum es una especie de anfibio autóctono que se reproduce a principios de la primavera, colocando sus puestas en cordones gelatinosos que quedan adosados a la vegetación en la interfase aire-agua.

La taxonomía de mohos acuáticos se basa en características de las estructuras reproductivas asexuales (zoosporangios) y sexuales (oogonios, ramas anteridiales y oosporas).

En cuanto a las estructuras asexuales se consideran la forma, tamaño, disposición y ramificación del zoosporangio (proliferación interna, renovación cimosa, basípeta o simpodial) y el tipo de descarga de las zoosporas la cual puede ser saprolegnoide, aclioide, o brevilegnoide, entre las más frecuentes. En el tipo saprolegnoide, las

zoosporas primarias piriformes emergen rápidamente a través de un poro de salida del zoosporangio, y luego de un periodo de movilidad, se enquistan generando una zoospora secundaria reniforme (característico de *Saprolegnia* spp.). En el caso aclioide, las zoosporas primarias se enquistan al emerger del zoosporangio formando una acumulación de quistes en su extremo, los cuales germinan dando lugar a las zoosporas secundarias (característico de *Achlya* y *Protoachlya* Coker). En el tipo brevilegnoide o thraustothecoide, las zoosporas primarias se enquistan dentro del zoosporangio, son liberadas por delicuescencia de la pared, variando las morfologías de los zoosporangios y a veces acompañados por la descarga aclioide (característico de *Brevilegnia* y *Thraustotheca*). En *Pythiopsis*, la liberación de las zoosporas es monomórfica, y solo se liberan zoosporas primarias.

Materiales y Métodos

El sitio de hallazgo es un cuerpo de agua temporario, ubicado en el Pdo. de La Plata (34°59'05.3"S 57°51'22.7"O). Muestras de agua, vegetación asociada y huevos con aparente infección (Fig. 1.), fueron trasladadas al laboratorio. Los huevos fueron observados bajo lupa binocular y microscopio constatándose en ellos la presencia de organismos Peronosporomycetes infecciosos (Fig. 2.).



Fig. 1. Porción de puesta con micelios de los géneros encontrados.



Fig. 2. Detalle micelios con zoosporangios sobre de ovas de *R. arenarum*

Con el fin de aislar e identificar la micobiota presente en todas las muestras colectadas, se colocaron fracciones en cajas de Petri con agua

estéril a la que se le añadieron semillas de sésamo esterilizadas como sustrato de crecimiento. A partir de las semillas colonizadas se realizaron aislamientos unifúngicos en medios agarizados (YPG, YPSs, entre otros) con solución antibiótica a partir de hifas de micelio o zoosporas, de acuerdo a metodología estandarizada. Se obtuvieron cultivos unifúngicos libres de contaminación bacteriana. La identificación taxonómica a nivel genérico de los organismos aislados se realizó mediante el reconocimiento de sus estructuras reproductivas sexuales y asexuales, utilizando microscopio (Olympus BX 40) según los trabajos de Fuller & Jaworski (1987) y Johnson y colaboradores (2002). Muchos de estos mohos parásitos no logran desarrollar estructuras asexuales, por lo que en estos casos se recurrirá a estudios moleculares para su reconocimiento por códigos de barras genéticos.

Asimismo, se calculó la Frecuencia de colonización porcentual para cada género (FC%): (número de cápsulas colonizadas/ número de cápsulas analizadas) X 100, habiéndose analizado en total 55 cajas de Petri.

Resultados

En principio, en las muestras de huevos analizados, se encuentran involucrados 5 géneros en la masa micelial mucilaginoso que invade a gran parte de las puestas (Tabla 1). Entre los géneros que poseen micelio robusto figuran *Achlya* C.G. Nees y *Thraustotheca* Humphrey (descarga aclioide) con el desarrollo de oosporas excéntricas. Entre los géneros con desarrollo intermedio se hallaron los micelios de especies de *Brevilegnia* Coker & Couch (descarga brevilegnoide), con esporangios característicos. Los micelios más vigoroso y con numerosas yemas, pertenecieron a los géneros *Pythiopsis* de Bary y *Saprolegnia* C.G. Nees (descarga saprolegnoide), desarrollando en algunos casos oosporas subcéntricas-céntricas. En el área bajo estudio el género *Pythiopsis* aparece con mayor frecuencia, seguido por los géneros *Achlya* y *Saprolegnia*, y en menor proporción por *Brevilegnia* y *Thraustotheca*.

Tabla 1. Frecuencia de colonización porcentual de los distintos géneros

Género	FC%
Achlya	24
Brevilegnia	6
Pythiopsis	36
Saprolegnia	21
Thraustotheca	5

Discusión

Los organismos Peronosporomycota representan un grupo de organismos que coexisten e infectan huevos de anfibios, por lo que esta relación ecológica podría llegar a representar un alto riesgo para las poblaciones de anfibios dadas nuevas condiciones ambientales debido al cambio climático global (Kiesecker et al., 2001). Estos organismos “mohos acuáticos” son un factor de mortalidad significativa de anfibios, y su potencial patogenicidad varía de acuerdo a las condiciones ambientales locales. Estas variaciones pueden estar dadas como un efecto provocado por la presencia de estresores ambientales producto de la actividad antrópica (Ruthig, 2009); por variaciones de factores ambientales tales como temperatura, pH, radiación ultravioleta (RUV); o por la calidad del agua de los sitios reproductivos por anfibios (Kiesecker et al., 2004; Ruthig, 2009).

Algunos autores afirman que algunos Peronosporomycetes son invasores de ovas, estableciéndose normalmente en ovas muertas desde donde se extienden hacia los huevos sanos más próximos, causando pérdidas en los primeros estadios del desarrollo (Robinson et al., 2003). Dado que los Oomycetes a menudo actúan como saprófitos, es importante poner a prueba sus efectos sobre los anfibios para determinar si también pueden actuar como patógenos (Ruthig, 2009).

En nuestro país, son escasos los trabajos en relación con la infección de anfibios anuros autóctonos con organismos Peronosporomycetes. Poco se ha estudiado acerca de la relación de estas interacciones ecológicas con las condiciones locales donde los anfibios habitan. Perotti y colaboradores (2013) hallaron, por ejemplo, que las especies *Saprolegnia diclina*, *S. ferax* y *S. parasitica* (clase Oomycota) infectan oviposaduras de *Pleurodema thaul* en humedales de bosques patagónicos, y en relación a las características fisicoquímicas de estos ambientes encontraron que un aumento de la temperatura se relaciona con un mayor número de ovas infectadas.

Este estudio preliminar, iniciado en octubre del año 2018, representa un avance en nuestro país considerando el hallazgo de los géneros *Brevilegnia*, *Pythiopsis* y *Thraustotheca* como causantes de las oomicosis en ovas de anfibios autóctonos. Por lo tanto, se propone continuar esta línea de investigación considerando que pueden existir otros géneros involucrados. La propuesta es la realización de estudios de manera estacional y periódica, considerando distintas especies de anfibios, durante todas las

etapas de su desarrollo, y considerar además diversas condiciones ambientales.

Referencias

- Fuller M.S. y Jaworski A. 1987. *Zoosporic fungi in teaching and research* (No. 3). Athens, Georgia: South. Publis.Corp.
- Kiesecker J.M., Blaustein A.R. y Belden L.K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410: 681–684.
- Kiesecker J.M., Belden L.K., Shea K. y Rubbo M.J. 2004. Amphibian Decline and Emerging Disease: What can sick frogs teach us about new and resurgent diseases in human populations and other species of wildlife?. *American Scientist*, 92(2), 138-147.
- Johnson T.W., Seymour R.L. y Padgett D.E. 2002. *Biology and Systematics of the saprolegniaceae*. Online publication: <http://www.ilumina-dlib.org>, 1028.
- Perotti M.G., Basanta M.D., Steciow M.M., Sandoval-Sierra J.V. y Diéguez-Urbeondo, J. 2013. Early breeding protects anuran eggs from *Saprolegnia* infection. *Austral Ecology*, 38(6): 672-679.
- Robinson J., Griffiths R.A. y Jeffries P. 2003. Susceptibility of frog (*Rana temporaria*) and toad (*Bufo bufo*) eggs to invasion by *Saprolegnia*. *Amphibia-Reptilia* 24(3):261- 268.
- Ruthig G.R. 2009. Water molds of the genera *Saprolegnia* and *Leptolegnia* are pathogenic to the North American frogs *Rana catesbeiana* and *Pseudacris crucifer*, respectively. *Diseases of Aquatic Organisms* 84(3):173-178.



Evaluación de Modelos Climáticos Regionales para representar la precipitación en la provincia de Buenos Aires

César Augusto Suaza Vargas¹, Cristian Guevara Ochoa², Eleonora Demaria³,
Ramiro Sarandón¹, Ana María Pinilla¹

¹Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Maestría en Ecohidrología

²Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff” – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

³Southwest Watershed Research Center USDA-ARS – 2000 E. Allen Road, Tucson, AZ 85719, USA.
Email: cesarsuaza5@gmail.com

RESUMEN

El análisis del impacto del cambio climático en los ecosistemas acuáticos pampeanos requiere contar con modelos climáticos regionales (RCMs) que representen las características de la precipitación observada. El objetivo de este estudio es evaluar el desempeño de seis RCMs del Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados Fase 5 para representar la distribución espacio-temporal de la precipitación en la provincia de Buenos Aires. Para evaluar el desempeño de los distintos RCMs se comparó la intensidad de la precipitación y la probabilidad de día húmedo en quince estaciones meteorológicas por un periodo de 35 años (1970-2005). Se encontró que los RCMs CCSM4 y MRI-C6CM3 obtuvieron mejores rendimientos para simular la precipitación observada. Se sugiere el uso de estos RCMs debido a que presentan menor incertidumbre para la evaluación futura del cambio climático en la región pampeana.

Palabras claves: CAMBIO CLIMÁTICO - CMIP5 - MODELOS CLIMÁTICOS REGIONALES.

Introducción

Según el IPCC (2014) uno de los principales impactos del cambio climático a nivel mundial serán las alteraciones en la intensidad y distribución espacial de las precipitaciones, aumentando la severidad y la frecuencia de los extremos hídricos. Esto plantea riesgos futuros para la viabilidad ecológica de las grandes llanuras (Parton et al., 2007). Los ecosistemas acuáticos como humedales, lagos, arroyos y acuíferos ubicados en la región pampeana, considerada una de las llanuras más extensas del planeta, son altamente dinámicos y responden a las fluctuaciones climáticas extremas (Covich et al., 1997; Guevara, 2019).

Para el análisis del impacto del cambio climático actualmente se utilizan Modelos Climáticos de Circulación General (GCMs) (Flato et al., 2013). Estos GCMs debido a su baja resolución espacial presentan limitaciones para el análisis del impacto climático a escala regional-local (Wood et al., 2004). Por consiguiente, es necesario realizar una reducción de escala a estos GCMs, mediante métodos estadísticos, lo cual proporciona simulaciones más detalladas para una zona específica. Estos modelos son conocidos como modelos climáticos regionales

(RCMs) y permiten analizar el impacto del cambio climático a una escala local. (Schmidli et al., 2006). Uno de los inconvenientes de los RCMs es la incapacidad para representar la intensidad de la precipitación y la probabilidad de día húmedo (Teutschbein et al., 2012). Por consiguiente, es necesario evaluar el rendimiento de diferentes RCMs para representar las condiciones climáticas actuales en la provincia de Buenos Aires y de esta manera elegir los RCMs que presentan menor incertidumbre para la evaluación futura del cambio climático. Según los estudios de Barros et al., 2014 y Maenza et al., 2017, los GCMs que obtuvieron el mejor desempeño para simulación de la precipitación en Argentina fueron los modelos climáticos CCSM4, CSIRO-MK3-6-0, IPSL-CM5A-LR, MPI-ESM-LR, MRI-C6CM3 y NOREM1-M. Por lo cual se comparan estos modelos a escala regional y de esta manera elegir los más adecuados para la evaluación futura del cambio climático en la región pampeana

Materiales y Métodos

En esta sección primero se describe la ubicación de la zona de estudio y las estaciones meteorológicas analizadas. Luego se presenta

los RCMs analizados y finalmente se detalla las variables de precipitación analizadas.

Zona de estudio

Este estudio se realizó en la Provincia de Buenos Aires, ubicada en el centro-este de Argentina. Para evaluar el rendimiento de los RCMs se usaron los datos de precipitación diaria de quince estaciones meteorológicas distribuidas en la provincia de Buenos Aires durante un periodo de 35 años (1970-2005).



Fig. 1. Ubicación de la zona de estudio y distribución espacial de las estaciones meteorológicas.

Modelos climáticos regionales (RCMs)

En este estudio se utilizaron los datos diarios de precipitación de seis RCMs (Tabla 1), obtenidos del proyecto de la NASA Earth Exchange Global Daily Downscaled Projections (NEX-GDDP) y tienen una resolución espacial de 0.25° (Thrasher et al., 2015).

Tabla 1. Modelos climáticos regionales del CMIP5 evaluados en este estudio.

MODELOS	
1	CCSM4 (NCAR, USA)
2	CSIRO-MK3-6-0 (CSIRO y QCCE, Australia)
3	IPSL-CM5A-LR (IPSL, Francia)
4	MPI-ESM-LR (MPI-M, Germany)
5	MRI-C6CM3 (MRI, Japan)
6	NORESML-M (NCC, Norway)

Para evaluar la capacidad de los RCMs para representar la precipitación, se analizó la

probabilidad de día húmedo (PDH) y la intensidad de la precipitación (IP). El cálculo de estas variables se presenta a continuación:

$$PDH = \frac{dP > 0}{td}$$

Donde:
 $dP > 0$ = días con precipitación mayor a 0 mm por mes i .
 td = Total de días por mes i .

$$IP = \frac{Pma}{dP > 0}$$

Donde:
 Pma = Precipitación mensual acumulada por mes i .
 $dP > 0$ = Días con precipitación mayor a 0 mm por mes i .

Resultados y Discusión

A continuación, se muestran los resultados obtenidos en este estudio. Primero se presenta la comparación de la probabilidad de día húmedo promedio mensual (Fig.2) y luego la intensidad de precipitación promedio mensual (Fig.3) para las quince estaciones meteorológicas con respecto a los seis RCMs analizados.

Según los resultados se encontraron diferencias importantes en la capacidad de cada uno de los RCMs para representar la precipitación mensual observada para el periodo de 1970 al 2005. En cuanto a la PDH los seis RCMs evaluados muestran una sobrestimación para todos los meses del año. A diferencia de la IP en la cual todos los RCMs analizados presentaron subestimación. Al comparar los diferentes modelos climáticos regionales, el CCSM4 y MRI-C6CM3 presentaron los mejores rendimientos para representar la variación espacio-temporal de la PDH e IP en las 15 estaciones meteorológicas analizadas.

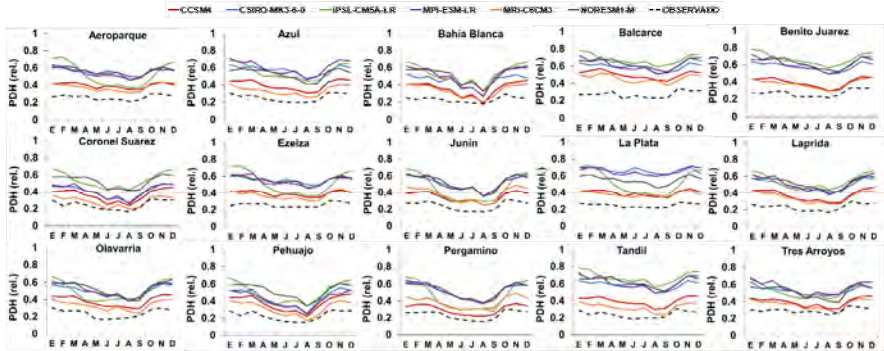


Fig. 2. Comparación de la probabilidad de día húmedo promedio mensual calculada para las 15 estaciones meteorológicas con respecto a los seis RCMs analizados.

Los seis RCMs presentan bajos ajustes de PDH e IP principalmente para los periodos de primavera-verano, debido a que para estas épocas se presentan precipitaciones de alta intensidad y corta duración, a diferencia de otoño-invierno que presenta un mejor ajuste lo cual se debe a que para estos periodos se presentan precipitaciones de baja intensidad, pero larga duración. Hacia el noreste de la provincia de Buenos Aires, donde se presenta un régimen de precipitación mayor el RCM CCSM4 presentó los mejores ajustes de PDH e IP con respecto a los datos observados de las estaciones (Pergamino, Junín, La Plata, Aeroparque y Ezeiza). Por otro lado, para la

zona centro y suroeste de la provincia donde el régimen de precipitaciones es menor, el modelo MRI-C6CM3 mostro un mejor ajuste de PDH e IP con base a los valores observados de las estaciones (Tandil, Balcarce Coronel Suarez, Azul, Olavarría y Bahía Blanca). El RCM CSIRO-MK3-6-0 presento un ajuste adecuado hacia suroeste de la provincia, mientras hacia el noreste no logro buena representación de la PDH e IP; caso contrario ocurrió con el RCM IPSL-CM5A. El RCM NORESM1-M a pesar que reproduce el ciclo estacional de la precipitación en todas las estaciones analizadas, no logró representar de manera adecuada la PDH y la IP.

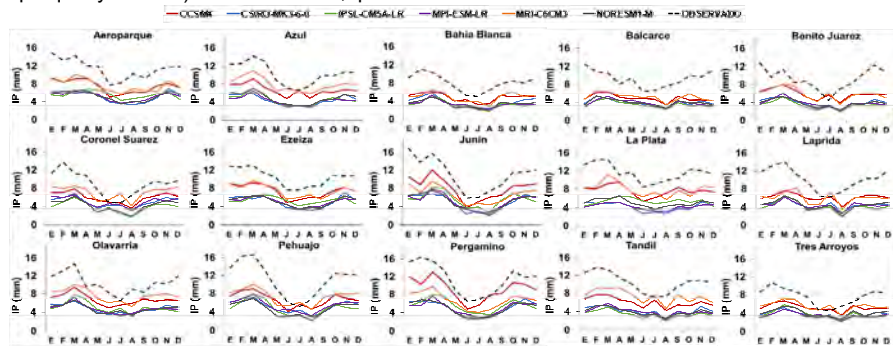


Fig. 3. Comparación de la intensidad de la precipitación promedio mensual calculada para las 15 estaciones meteorológicas con respecto a los seis RCMs analizados.

Conclusiones

Por medio de este estudio se concluye que los RCMs CCSM4 y MRI-C6CM3 presentaron el mejor rendimiento para la representación de la distribución espacio-temporal de la probabilidad de día húmedo y la intensidad de la precipitación para la provincia de Buenos Aires. Se sugiere el uso de estos RCMs para la evaluación futura del cambio climático en la región pampeana.

Referencias

Covich A.P., Fritz S.C., Lamb P.J., Marzolf R.D., Matthews W.J., Poiani K.A. y Winter T.C. 1997. Potential effects of climate change on aquatic ecosystems of the Great Plains of North America. *Hydrological Processes*. 11(8), 993-1021.

Flato G., Marotzke J., Abiodun B., Braconnot P., Chou S.C., Collins W. y Forest C. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. *Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA*.

Guevara-Ochoa C. 2019. Una metodología para el análisis de los patrones espacio temporales de la interacción entre aguas superficiales y subterráneas en áreas de llanura bajo escenarios de cambio climático. *Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Rosario, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura*, 1-178.

IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 151). Ipcc.

Lovino M.A., Müller O.V., Müller G.V., Sgroi L.C. y Baethgen W.E. 2018. Interannual-to-multidecadal hydroclimate variability and its sectoral impacts in northeastern Argentina. *Hydrology and Earth System Sciences*. 22(6), 3155-3174.

Maenza R.A., Agosta E.A. y Bettolli M.L. 2017. Climate change and precipitation variability over the western 'Pampas' in Argentina. *International Journal of Climatology*. 37, 445-463.

Parton, W. J., Gutmann, M. P., y Ojima, D. (2007). Long-term trends in population, farm income, and crop production in the Great Plains. *BioScience*. 57(9), 737-747.

Schmidli J., Frei C. y Vidale P.L. 2006. Downscaling from GCM precipitation: a benchmark for dynamical and statistical downscaling methods. *International Journal of Climatology*, 26(5), 679-689.

Teutschbein C. y Seibert J. 2012. Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: Review and evaluation of different methods. *Journal of Hydrology*. 456, 12-29.

Thrasher B. y Nemani R. 2015. Nasa earth exchange global daily downscaled projections (nex-gddp). *Van Vuuren DP, Edmonds J, Kainuma M, Riahi K, Thomson A, Hibbard K, Hurtt GC, Kram T, Krey V, Lamarque JF, et al.(2011): The representative concentration pathways: an overview. Climatic Change*, 109(5).

Barros V., Vera C., Agosta E., Araneo D., Camilloni I., Carril A.F. y Penalba O. 2014. Tercera Comunicación Nacional Sobre Cambio Climático. *Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)*. Buenos Aires, Argentina.

Wood A.W., Leung L.R., Sridhar V., Lettenmaier D.P. 2004. Hydrologic implications of dynamical and statistical approaches to downscaling climate model outputs. *Climatic change*, 62(1-3), 189-216.



Comunidades parasitarias de *Cnesterodon decemmaculatus* a lo largo de un arroyo rural pampeano: estudio preliminar

Taglioretti Verónica¹, Levy Eugenia¹, Rossin M. Alejandra¹, Timi Juan T.¹

¹ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC –CONICET - UNMDP) – Rodríguez Peña 4046 nivel 1, Mar del Plata (7600), Buenos Aires, Argentina.

Email: veronicataglioretti@hotmail.com

RESUMEN

A pesar del potencial de los sistemas lóticos como estructuradores de las comunidades biológicas, pocos estudios han investigado los patrones espaciales de distribución de las comunidades parasitarias. A fin de evaluar si los ensamblajes parasitarios de *Cnesterodon decemmaculatus* siguen gradientes unidireccionales en un arroyo rural y determinar el potencial efecto de las características del arroyo en la estructuración de dichas comunidades, se colectaron muestras de 30 peces para su análisis parasitológico integral, y se midieron parámetros ambientales en 5 sitios a lo largo del arroyo Los Cueros (37°46'45.17''S; 57°37'06.53''O), provincia de Buenos Aires. El gradiente unidireccional del arroyo explicó el 78% de la variabilidad en las comunidades presentes. Asimismo, entre las características del arroyo que más explican la variabilidad en las comunidades parasitarias se identificaron la conductividad y la profundidad.

Palabras claves: PARASITOS – PECES - USO DEL AREA CIRCUNDANTE - GRADIENTE UNIDIRECCIONAL.

Introducción

Los sistemas lóticos son ecosistemas caracterizados por una secuencia de tramos interconectados por un flujo continuo y unidireccional de agua, que produce cambios graduales de sus características físicas desde sus fuentes hacia su desembocadura. Estas características a su vez, pueden afectar los patrones de la biota en general (Vannote *et al.*, 1980) y de los sistemas parasitarios en particular (Blasco-Costa *et al.*, 2013). El flujo de agua causa el desplazamiento y dispersión unidireccional de potenciales hospedadores intermediarios de parásitos y de estadíos de vida libre de estos últimos. Como consecuencia es esperable una acumulación de estadíos infectivos corriente abajo, tal como fue observado por Blasco-Costa *et al.* (2013). Sin embargo, existen controversias en los factores que determinan y estructuran las comunidades parasitarias en sistemas lóticos. Blañar *et al.* (2016) encontraron que las comunidades parasitarias de *Percopsis omiscomaycus* estaban fuertemente influenciadas por variaciones en el uso del área circundante. Del mismo modo, Taglioretti *et al.* (2018), hallaron que la similitud de las comunidades parasitarias de *Cnesterodon decemmaculatus*, a lo largo de

un arroyo pampeano urbanizado, no responden al gradiente unidireccional ni a la cercanía entre sitios, sino al grado de urbanización del área circundante.

A pesar del potencial de estos sistemas como estructuradores de las comunidades biológicas, pocos estudios han investigado los patrones espaciales de distribución de parásitos en sistemas lóticos y aún se conoce muy poco sobre la heterogeneidad espacial en la distribución de los parásitos a lo largo de estos sistemas y los procesos que los originan.

En la región Pampeana la actividad humana está cambiando radicalmente la cobertura del suelo natural, aumentando el aporte de nutrientes, agroquímicos y otros contaminantes (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2010). El objetivo del presente trabajo es evaluar si las comunidades parasitarias de *C. decemmaculatus* siguen un gradiente unidireccional en un arroyo rural, cuya cuenca está emplazada en una matriz homogénea de agricultura extensiva, identificando a su vez, los potenciales factores ambientales que determinan su estructura y composición.

Materiales y Métodos

Se colectaron muestras de 30 individuos adultos de *C. decemmaculatus* en 5 sitios de

muestreo a lo largo del arroyo Los Cueros, el cual está emplazado en una matriz homogénea de uso del suelo, basada en la agricultura extensiva de maíz (*Zea mays*), soja (*Glycine max*) y en menor medida de sorgo (*Sorghum* sp.).

En cada sitio de muestreo se midió *in situ* pH, temperatura (T), salinidad (S), conductividad (C) y solutos disueltos totales (TDS), como así también el ancho (A), profundidad (P), velocidad (V) y caudal (Cau) del arroyo. Además, mediante imágenes satelitales del Google Earth Pro (2018), se estimó la distancia entre los sitios de muestreo (D) y el grado de fragmentación del sitio (Fr), considerando el número de parcelas diferentes que hay en una superficie correspondiente a una circunferencia de 1 km de radio, río arriba del punto muestreado.

Asimismo, cada pez fue medido (LS), pesado y sexado y se estimaron el factor de condición de Fulton (K), el índice gonopodial (IG) y la longitud del cirro (extremo distal del gonopodio) (LC) de los machos; estos últimos índices somáticos se utilizaron como indicadores de exposición a disruptores endócrinos (DE) (Zambrano et al., 2018). Luego, cada pez fue sometido a un análisis parasitológico integral y se estimó la abundancia de cada parásito, como así también la riqueza infracomunitaria.

Análisis estadístico

Los factores inherentes al hospedador (LS, K, IG, LC) se examinaron mediante estadística descriptiva y se realizaron PERMANOVAs para determinar si los índices somáticos varían en función de los sitios de muestreo.

Para determinar si existen diferencias en las comunidades parasitarias de *C. decemmaculatus* entre los sitios de muestreo, y en función del sexo del hospedador, se realizaron PERMANOVAS de dos vías considerando al LS como covariable. Asimismo, a modo de determinar si las variables ambientales y/o aquellas inherentes al hospedador son capaces de explicar las variaciones en la riqueza y abundancia de las comunidades parasitarias, se realizaron modelos lineales basados en distancias (DISTLM), agrupando las variables explicativas en dos sets de datos (Borcard et al., 1992), un set de variables ambientales y el otro de las variables del hospedador.

Por último, la rutina RELATE (Clarke y Gorley, 2015) se usó bajo el modelo de seriación para evaluar si los cambios observados en la similitud de las comunidades parasitarias (abundancia y riqueza) y en las características

ambientales son el resultado de una secuencia lineal ordenada determinada por el flujo unidireccional del agua.

Resultados

Se colectó un total de 88 hembras (LS: 1.87 cm (1.5-2.8), peso: 0.16 g. (0.06-0.39) y 62 machos (LS: 1.67 cm (1.5-2.1), peso: 0.07g (0.05-0.13)). Se hallaron diferencias significativas de las variables del hospedador en función del sexo ($p=0,001$) y del sitio de muestreo ($p=0,001$), difiriendo en general los machos y hembras del sitio 2 con respecto al resto de los sitios muestreados. Si bien ninguno de los machos colectados en los diferentes sitios de muestreo presentó el cirro totalmente desarrollado, la mayor proporción de machos con el gonopodio menos diferenciado se registró en el sitio 2 (50%), estando este porcentaje correlacionado con la profundidad de los sitios muestreados ($p=-0,98$).

Se hallaron 15 especies de parásitos pertenecientes a trematodos, monogeneos, cestodes, nematodos y ciliados. La riqueza y abundancia de las comunidades parasitarias fueron significativamente diferentes entre los sitios (PERMANOVAs, $p=0,001$ y $p=0,0001$, respectivamente), hallándose menor abundancia y riqueza parasitaria en los sitios 1 y 2, ubicados en la naciente, que en los sitios restantes. Dado que no hubieron diferencias significativas en función del sexo del hospedador ($p> 0,05$), los DISTLM se realizaron considerando ambos sexos. Los resultados indicaron que el 84% de la variación observada en la abundancia de las comunidades parasitarias de *C. decemmaculatus* es explicada por los factores ambientales y aquellos inherentes al hospedador ($AICc= 898,65$, $R^2= 0,84$), siendo la C, la P y la Fr, entre las variables ambientales, y el LS y el IG, entre las variables del hospedador, que más explican la similitud entre las comunidades (Fig. 1).

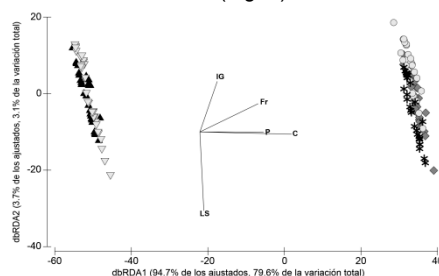


Fig. 1. Gráfico de ordenamiento del modelo ajustado por el DISTLM. Triángulo negro: sitio 1, triángulo gris: sitio 2; rombo gris: sitio 3; círculo gris: sitio 4; asterisco: sitio 5.

Los resultados indicaron que el 75% de la variabilidad en las características del arroyo sigue el gradiente unidireccional (río abajo) en forma significativa ($p=0,001$). Del mismo modo, el 79% de la variabilidad en la riqueza y abundancia de las comunidades parasitarias de *C. decemmaculatus* colectadas a lo largo del arroyo Los Cueros siguen el gradiente unidireccional determinado por el flujo del agua ($p=0,001$).

Discusión

Se ha observado que ciertos químicos, como algunos pesticidas, actúan como disruptores endócrinos afectando el desarrollo gonopodial en poecílidos (Kinnberg y Toft, 2003). Zambrano et al. (2018), encontraron que el índice gonopodial de *C. decemmaculatus* colectados en el arroyo Suquía (Córdoba) presentaban un bajo IG y anomalías morfológicas en el gonopodio. Si bien en el presente trabajo no se cuantificaron pesticidas, estudios previos registraron su presencia en el arroyo bajo estudio (Aparicio et al., 2013; De Gerónimo et al., 2014), algunos de los cuales presentan potencial como disruptores endócrinos y podrían explicar los diferentes valores del IG observados en el sitio 2 con respecto a los sitios río abajo. De manera similar, los sitios 1 y 2 albergaron comunidades significativamente diferentes del resto de los sitios presentando también una menor riqueza parasitaria. Esto podría estar influenciado por el orden de los arroyos, ya que los sitios 1 y 2, con menor diversidad parasitaria, son de primer orden y los restantes de segundo y tercero. Por lo tanto es difícil discernir si lo que está afectando a las comunidades parasitarias en dichos sitios es el orden del arroyo o el grado de contaminación. Por otro lado, la riqueza y la estructura de las comunidades parasitarias variaron gradualmente a lo largo del arroyo, siguiendo el gradiente unidireccional determinado por el flujo del agua. Dicho gradiente también fue observado en las características físico-químicas del arroyo Los Cueros. En las comunidades parasitarias de agua dulce no se han observado frecuentemente gradientes unidireccionales ya que han sido estudiadas, en general, en arroyos que presentan áreas con diferente uso del suelo (urbano-agrícola-ganadero) (Blanar et al., 2016; Taglioretti et al., 2018). La homogeneidad del uso del área circundante del arroyo los Cueros, destinada a agricultura extensiva, posiblemente haya facilitado la observación de dicho patrón.

Conclusión

En el arroyo Los Cueros, las comunidades parasitarias de peces variarían en función del gradiente unidireccional dado el uso homogéneo del suelo circundante. Sin embargo, la existencia de variaciones locales en el uso del suelo, como fue observado en el arroyo pampeano La Tapera (Taglioretti et al., 2018), podrían interrumpir dicho gradiente. De este modo, los parásitos de peces que habitan en arroyos constituyen herramientas útiles como indicadores del efecto antrópico en estos sistemas lóticos.

Bibliografía

- Aparicio V.C., De Gerónimo E., Marino D., Primost J., Carriquiriborde P. y Costa J.L. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93, 1866-1873.
- Blanar C.A., Hewitt M., McMaster M., Kirk J., Wang Z., Norwood W. y Marcogliese D.J. 2016. Parasite community similarity in Athabasca River trout-perch (*Percopsis omiscomaycus*) varies with local-scale land use and sediment hydrocarbons, but not distance or linear gradients. *Parasitol. Res.* 115, 3853-3866.
- Blasco-Costa I., Koehler A.V., Martín A. y Poulin R. 2013. Upstream-downstream gradient in infection levels by fish parasites: a common river pattern? *Parasitol.* 140, 266-274.
- Borcard D., Legendre P. y Drapeau P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73, 1045-1055.
- De Gerónimo E., Aparicio V.C., Bárbaro S., Portocarrero R., Jaime S. y Costa J.L. 2014. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*, 107, 423-431.
- Kinnberg K. y Toft G. 2003. Effects of estrogenic and antiandrogenic compounds on the testis structure of the adult guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecotoxicology and environmental safety*, 54(1), 16-24.
- Rodríguez Capitulo A., Gómez N., Giorgi A. y Feijoó C. 2010. Global changes in Pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia* 657: 53-70.
- Taglioretti V., Rossin M.A. y Timi J.T. 2018. Fish-trematode systems as indicators of anthropogenic disturbance: Effects of urbanization on a small stream. *Ecología Indic.* 93, 759-770.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. y Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-137.
- Zambrano M.J., Rautenberg G.E., Bonifacio A.F., Filippi I., Amé M.V., Bonansea R.I. y Hued A.C. 2018. Effects of water quality on aspects of reproductive biology of *Cnesterodon decemmaculatus*. *Science of The Total Environment*, 645, 10-21.



EJE TEMÁTICO 5

ECOTOXICOLOGÍA, BIOMARCADORES Y ESTRESORES MÚLTIPLES



Detección de agroquímicos plaguicidas en el suelo y el agua de escuelas rurales del partido de Tandil

María Eugenia Adaro¹, Brenda Alba¹, Jonathan Cepeda¹, Leyli Kazlauskas¹,

Karen Schimpf², Agustina Cortelezzi², María Soledad Fontanarrosa³,

Adela Tisnés³ y Graciela Canziani²

¹ Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.

² Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.

³ Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (UNCPBA – CICPBA), Campus Universitario, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.

Email: yonacepeda@gmail.com

RESUMEN

Como parte del desarrollo de un proyecto de Extensión Universitaria en quince escuelas rurales del partido de Tandil, cuyo objetivo principal fue promover la agroecología como alternativa sustentable para la producción de alimentos, se realizaron muestreos para detectar la presencia de plaguicidas en el agua y el suelo de las escuelas. El trabajo interdisciplinario entre los estudiantes, graduados y docentes universitarios, sumado al aporte de las escuelas rurales, permitió encontrar plaguicidas tanto en agua de pozo como en suelo. En más del 50% de las muestras de suelo se detectaron Atrazina, su metabolito Atz-OH, Glifosato, su metabolito AMPA y 2,4-D, mientras que más del 50% de las muestras de agua de pozo contenían Atz-desetil, Metsulfurón, y Diclosulam. La detección de plaguicidas en todas las muestras de suelo y agua permite constatar la contaminación que generan las aplicaciones dispersando los plaguicidas en ecosistemas terrestres y acuáticos.

Palabras claves: ESCUELAS RURALES – PLAGUICIDAS - AMBIENTE.

Introducción

Desde mediados del siglo XX, los plaguicidas se han convertido en insumos ampliamente utilizados dentro de producción agropecuaria. Aun cuando permiten aumentar rendimientos, producen notables efectos perjudiciales: contaminación de cursos de agua y del suelo, pérdida de biodiversidad y efectos dañinos a la salud humana (Souza Casadinho, 2013).

Numerosos estudios sobre la contaminación ambiental producida por estos compuestos dan cuenta de que las moléculas de plaguicidas son transportadas muchos kilómetros por aire, se descargan con las lluvias, se depositan en los suelos y el viento las desplaza junto con las partículas que transporta el aire, se infiltran en las napas de agua, se dispersan por ríos y arroyos (Tomasoni, 2013) y llegan a las lagunas. Las lagunas pampeanas son receptoras del impacto de las actividades agropecuarias y reflejan el buen o mal manejo que se haga del territorio que las rodea.

La fracción de una aplicación de plaguicidas que puede derivar (es decir, desplazarse por el aire) alcanza valores de hasta el 90% del producto arrojado sobre un cultivo (Hang, 2010). En el caso de los herbicidas, está demostrado que la eficiencia de uso es inferior al 20%, siendo el resto del compuesto volatilizado (0-90%), absorbido por el suelo (1-10%), lixiviado (1-5%) o arrastrado por erosión (0-5%) (Hang, 2010).

En Argentina, la Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE) informó la evolución del mercado de agroquímicos: el consumo de pesticidas aumentó 858% en los últimos 22 años, mientras que la superficie cultivada lo hizo en un 50% y el rendimiento de los cultivos sólo aumentó un 30% (Tomasoni, 2013). Esta evolución es visible en el partido de Tandil, donde se observa el avance de la agricultura por sobre la tradicional actividad ganadera a pasto, observándose una creciente preocupación de las comunidades educativas de las escuelas rurales por la pulverización de plaguicidas en las inmediaciones de sus predios.

Este trabajo se encuentra enmarcado en los proyectos de Voluntariado Universitario "EcoAgricultura" (2017) y "EcoAgricultura II" (2018-presente), financiados por la Secretaría de Políticas Universitarias (SPU) y desarrollados por docentes de la Facultades de Ciencias Exactas, Ciencias Humanas y Ciencias Veterinarias de la UNICEN, con estudiantes y graduados pertenecientes a las carreras de Licenciatura en Tecnología Ambiental, Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental e Ingeniería Agronómica. Entre los objetivos del proyecto, figuró determinar la presencia de plaguicidas en agua y en suelo en Escuelas Rurales del Partido de Tandil, que presentamos aquí.

Muestreo

Los sitios de muestreo se ubicaron en los predios de las Escuelas Rurales participantes, todas situadas a distancia de más de 5 km de la ciudad de Tandil, para asegurar su pertenencia al área rural. El primer muestreo se realizó en junio de 2018 y el segundo en diciembre del mismo año. En cada una de las escuelas rurales se realizó la extracción de al menos una muestra de suelo en alguna de las dos fechas de muestreo. También se extrajo una muestra de agua en aquellas que cuentan con pozo. Para realizar el muestreo se tuvieron en cuenta los protocolos de muestreo para agua y suelo del Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA) de la Facultad de Ciencias Exactas de la UNLP (CIMA, 2016).

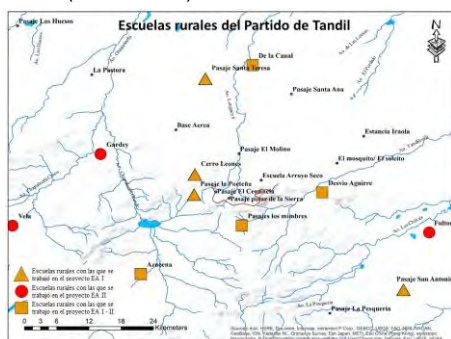


Fig. 1. Sitios de muestreo: escuelas rurales participantes.

Metodología de laboratorio

Los plaguicidas fueron determinados empleando un cromatógrafo líquido de ultra performance (UPLC Waters® ACQUITY®) acoplado a un espectrómetro de masas triple cuadrupolo (Quattro Premier XE) (UPLC-MSMS). La técnica utilizada para el análisis de plaguicidas fue

desarrollada en la EEA INTA Balcarce y se encuentra descrita por De Gerónimo et al. (2014). En el caso particular de glifosato y AMPA, se empleó la metodología descrita por Aparicio et al. (2013) y Okada et al. (2018).

Resultados y análisis

En la Tabla 1 y la Tabla 2 se muestran los resultados del análisis de las muestras de agua y de suelo recolectadas. En todas las escuelas rurales se detectó la presencia de algún compuesto derivado de la aplicación de agroquímicos, sumando un total de 16 compuestos.

En las muestras de agua, los químicos encontrados con mayor frecuencia fueron el Metsulfurón metil (presente en el 89% de las muestras), Atz-desetil (metabolito de Atrazina, en 77% de las muestras) y el Diclosulam (67%), mientras que los compuestos Imazetapir, Imidacloprid, Atrazina, Triticonazol y Metolaclor aparecieron con una frecuencia del 44%. Por otro lado, en las muestras de suelo, los más frecuentes fueron Atrazina y su metabolito Atz-OH (63% de las muestras), AMPA (69%) (metabolito del Glifosato), Glifosato (56%) y Atz-desetil y 2,4-D (ambos en 50% de las muestras). En aquellos sitios donde se repitió la toma de muestras en junio y diciembre, se observan diferencias respecto de compuestos detectados en uno y otro período.

Conclusiones

En 15 Escuelas Rurales del partido de Tandil se detectaron y cuantificaron plaguicidas tanto en el suelo como en el agua de pozo. Ninguna de las muestras estuvo libre de plaguicidas. Los agroquímicos encontrados con mayor frecuencia en agua de pozo fueron Atz-desetil y Metsulfurón metil, mientras que en el suelo fueron Atrazina y AMPA. Los datos ponen en evidencia la presencia generalizada en el ambiente de moléculas de Metsulfurón, de Atrazina y Glifosato y sus metabolitos, y de otros plaguicidas reconocidos como disruptores endócrinos entre otros efectos. Los resultados obtenidos alertan sobre el riesgo en la calidad del agua, con efectos perjudiciales para la salud humana y la biodiversidad acuática.

Agradecimientos

Agradecemos a la Dra. Virginia Aparicio, EEA INTA Balcarce, por los análisis de las muestras recolectadas, sin cuya contribución no se hubiese logrado concretar este trabajo; a la SPU, a la UNICEN y a la Jefatura Distrital Tandil por el apoyo recibido.

Tabla 1. Agroquímicos plaguicidas detectados en las muestras de agua analizadas. Se indica con una cruz la presencia de cada compuesto identificado.

Descripción: Detección en AGUA	Fecha	Metsulfurón metil	Atrazina	Atz-OH	Atz-desetil	Diclosulam	Imazetapir	Imidacloprid	Triticonazol	Metolaclor	Imazaquin	Imazapir
JIRIMM N°913 Azucena	JUN			X			X					
EEP N°12 Los Mimbres	JUN	X	X	X	X		X					
EEP N°6 San Antonio	JUN	X			X	X	X					
EES N°6 Ext.2020 San Antonio	DIC	X			X	X		X	X	X		
EEP N°29 Desvío Aguirre	JUN	X	X		X		X					
EESA N°1 Granja	DIC	X	X		X	X		X	X	X		
EEST N°2 Anexo 3021 Fulton	DIC	X				X		X	X	X	X	X
EEP N°64 Santa Teresa	JUN	X	X	X	X	X						
EEP N°64 Santa Teresa	DIC	X			X	X		X	X	X		
No. de muestras		8	4	3	7	6	4	4	4	4	1	1
Frecuencia (%)		0,89	0,44	0,33	0,77	0,67	0,44	0,44	0,44	0,44	0,11	0,11

Tabla 2. Agroquímicos plaguicidas detectados en muestras de suelo.

Descripción: Detección en SUELO	Fecha	Atrazina	Atz-OH	Atz- desisopropil	Atz-desetil	Glifosato	AMPA	2,4-D	Triticonazol	Metolaclor	Acetoclor	Imazetapir	Imidacloprid	Clorpirifos
EEP N°33 La Portaña	JUN	X	X		X	X	X	X				X		
EESA N°1 Granja	DIC	X	X		X					X				
EEST N°4 Gardey	DIC									X	X			
EEP N°19 Gardey	DIC								X					
EEP N°4 Cerro Leones	JUN						X	X						
EES N°16 Cerro Leones	DIC	X							X				X	
EEP N°64 Santa Teresa	JUN	X	X			X	X	X						
EEP N°64 Santa Teresa	DIC	X				X	X		X					
EES N°13 De la Canal	JUN	X	X		X	X	X	X						
EEP N°12 Los Mimbres	JUN					X	X	X						
JIRIMM N°913 Azucena	JUN		X		X		X	X						
EES N° 5 Vela	DIC	X	X		X				X					
EEP N°6 San Antonio	JUN	X	X	X	X	X	X	X						
EES N°6 Ext.2020 San Antonio	DIC	X	X	X	X	X	X		X		X			
EEST N°2 Anexo 3021 Fulton	DIC	X	X		X	X	X			X				
EEP N°29 Desvío Aguirre	JUN	X				X	X	X						X
No. de muestras		10	10	2	8	9	11	8	5	3	2	1	1	1
Frecuencia (%)		0,63	0,63	0,13	0,5	0,56	0,69	0,5	0,31	0,19	0,13	0,06	0,06	0,06

Referencias

- Aparicio V.C., De Gerónimo E., Marino D., Primost J., Carriquiriborde P. y Costa J.L. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93:1866-1873.
- CIMA, 2016. Pasos a seguir para tomar muestras de agua de red y suelo si sospecha contaminación con agroquímicos. *Agroquímicos, medioambiente y comunidad. Proyecto de extensión*. UNLP
- De Gerónimo, E., Aparicio, V.C., Bárbaro S., Portocarrero R., Jaime S. y Costa J.L. 2014. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*, 107:423-431.
- Hang, S. 2010. Comportamiento de Agroquímicos en el Suelo. Cátedra de Edafología. Universidad Nacional de Córdoba y Universidad Católica de Córdoba. *Revista del Colegio de Ingenieros Agrónomos de la provincia de Córdoba*, Año XX, N°82.
- Okada, E., Pérez, D., De Gerónimo, E., Aparicio, V., Massone, H. y Costa, J.L. 2018. Non-point source pollution of glyphosate and AMPA in a rural basin from the southeast Pampas, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research*, 25:15120-15132.
- Souza Casadinho, J. 2013. Dinámica de uso de los agrotóxicos y su relación con la salud socioambiental. En: C. Carrizo y M. Berger (Comp.) Justicia Ambiental. El trabajo interdisciplinario en agrotóxicos y transgénicos. Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas de América Latina, (RAP-AL). <http://es.scribd.com/doc/177733196/Justicia-Ambiental>.
- Tomasoni, M. 2013. Generación de derivas de plaguicidas. Colectivo paren de fumar, Córdoba. <http://reduas.com.ar/generacion-de-derivas-de-plaguicidas/>



Evaluación de la toxicidad de contaminantes presentes en el Arroyo Burgos (Provincia de Buenos Aires) mediante ensayos de inhibición del crecimiento algal

Constanza Afione Di Cristófano¹, Ángela Beatriz Juárez^{2,3}, Juan Moretton¹, Anahí Magdaleno¹

¹ Universidad de Buenos Aires, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Cátedra de Salud Pública e Higiene Ambiental, CABA (C1113AAD), Buenos Aires, Argentina.

² Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Depto. de Biodiversidad y Biología Experimental y Depto. de Química Biológica, Buenos Aires, Argentina

³ CONICET-Universidad de Buenos Aires, Instituto de Biodiversidad y Biología Experimental y Aplicada (IBBEA), Buenos Aires, Argentina.

Correo electrónico Constanza Afione Di Cristofano: coafione@gmail.com

RESUMEN

Se realizaron bioensayos con dos cepas de algas verdes, *Pseudokirchneriella subcapitata* (cepa estándar) y *Scenedesmus acutus* (cepa autóctona) para evaluar la toxicidad de los metales Cu, Pb y Zn y del glifosato (producto activo y formulación ATANOR®). Los resultados de este estudio indican que el Pb no es tóxico para ambas cepas, mientras que el Cu presenta una toxicidad similar entre ambas especies (sean los IC95%: CE50=7,47±2,14 mg/L para *P. subcapitata* y 10,90±3,75 mg/L para *S. acutus*). El Zn es más tóxico para *P. subcapitata* (CE50=6,51±2,26) que para *S. acutus* (>20 mg/L), así como el glifosato ATANOR® es tóxico para *P. subcapitata* (CE50=12,00±3,10 mg/L) y no para *S. acutus*. Realizando un análisis de riesgo, a partir de las concentraciones de los metales registradas en el ambiente y las CE50, las algas se encontrarían en riesgo ecológico por la presencia de los metales Cu y Zn.

Palabras claves: TOXICIDAD, METALES PESADOS, GLIFOSATO

Introducción

El arroyo Burgos se encuentra ubicado en San Pedro, Provincia de Buenos Aires, donde se desarrollan actividades agropecuarias. Estudios previos mostraron concentraciones variables de glifosato y metales pesados (Cu, Pb y Zn) en aguas superficiales, así como inhibición del crecimiento algal en bioensayos de laboratorio (Bollani et al., 2018). De este modo, las algas en estos ambientes se encuentran expuestas a varios compuestos simultáneamente.

La especie estándar utilizada en bioensayos de toxicidad es el alga verde *Pseudokirchneriella subcapitata* (USEPA, 2002). Sin embargo, los ensayos con cepas aisladas de cuerpos de agua de Argentina permiten obtener una información más real de exposición en estos ambientes.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la toxicidad del glifosato (producto puro y formulación ATANOR®) y de los metales pesados Cu, Pb y Zn sobre el crecimiento de *P. subcapitata* y una cepa aislada del arroyo

Burgos perteneciente a la especie *Scenedesmus acutus*. Asimismo, se evaluó la toxicidad de mezclas binarias de Cu, Pb, Zn y glifosato ATANOR® en ambas cepas.

Materiales y Métodos

Las cepas *P. subcapitata* y *S. acutus* se cultivaron axénicamente en medio mineral Bold's Basal Medium (BBM). Se prepararon soluciones madre de 1 g/L de Cu/SO₄Cu, Pb/Pb(NO₃)₂, Zn/SO₄Zn, glifosato ácido y glifosato ATANOR®, y luego se realizaron diluciones en medio BBM hasta obtener las concentraciones de ensayo de 10, 7,5, 5, 2,5, 1 y 0,5 mg/L, tanto para las sustancias puras como para las mezclas binarias. Para dichas mezclas solamente se utilizó el glifosato ATANOR®. Los bioensayos se realizaron por cuatuplicado en microplacas de 96 pozos (Environmental Canada, 2007), con un volumen total de 200 µL y un inóculo inicial de 1 x 10⁵ células/mL. El medio BBM se utilizó como control. Las placas se mantuvieron a una

temperatura de 22±2 °C y agitación y luz continuas. A los siete días de crecimiento se midió la absorbancia a 620 nm. Se realizaron cinco ensayos independientes como mínimo. Se calcularon los porcentajes de inhibición del crecimiento algal (%I) para cada concentración de ensayo: %I = 100 x (C-T)/C, donde C es el valor de absorbancia media en el control y T es el valor de absorbancia media en cada concentración de tóxico. Las curvas dosis-respuesta se realizaron mediante un ajuste por cuadrados mínimos a la función no lineal:

$$\%I(x) = \frac{100 \times CE50^a}{1 + x^a} \tag{1}$$

donde *x* es la concentración de tóxico en mg/L, *CE50* es la concentración efectiva cincuenta y *a* la pendiente de la curva. A partir de los IC95% de los estadísticos calculados y se realizaron interpolaciones para estimar la CE20. Para cada compuesto analizado y sus mezclas se determinó el cociente RQ (del inglés “riskquotient”) (Hernando et al. 2006), como la razón entre la concentración medida en el ambiente (MEC) y la concentración a la cual no se espera encontrar un efecto (PNEC):

$$PNEC \frac{CE50}{1000} \tag{2}$$

El factor de 1000 es un valor arbitrario que se utiliza para asegurar que a la concentración PNEC no existe un efecto inhibitorio. Para las mezclas de tóxicos:

$$RQ_{mix} = \sum \frac{MEC_i}{PNEC_i} \tag{3}$$

De este modo, un RQ > 1 indica que existe un riesgo ecológico en el ambiente, mientras que un RQ < 1, que no existe tal riesgo.

Resultados

Según los valores de CE50, la sensibilidad para el Cu fue similar en ambas cepas (*P. subcapitata*: 7,47±2,14 mg/L y *S. acutus*: 10,90±3,75 mg/L), mientras que la cepa estándar fue más sensible que la cepa autóctona para el Zn (CE50=6,51±2,26 y >20 mg/L, respectivamente), (Tabla 1). El Pb no fue tóxico para ninguna de las dos cepas.

Tabla 1. Valores de CE20 y CE50 para *P. subcapitata* y *S. acutus* (IC95%). **Arriba:** Cu, Pb, Zn, glifosato ácido y glifosato ATANOR®. **Abajo,** las siguientes mezclas binarias: I) Cu+Zn, II) Cu+Pb, III) Cu+glifosato ATANOR®, IV) Zn+Pb, V) Zn+glifosato ATANOR®, VI) Pb+glifosato ATANOR®. Los * indican aquellos casos donde hubo diferencias significativas.

Compuesto	CE20 (mg/L)	CE50 (mg/L)
<i>P. subcapitata</i>		
Cu	3,09±0,14	7,47±2,14*
Pb	NA	NA
Zn	0,12±2,67	6,51±2,26*
Glifosato ácido	NA	NA
Glifosato ATANOR®	0,24±0,08	12,00±3,10
<i>S. acutus</i>		
Cu	0,29±0,14	10,90±3,75*
Pb	0,12±0,12	> 20
Zn	0,09±0,09	> 20*
Glifosato ácido	NA	NA
Glifosato ATANOR®	NA	NA
Mezcla	CE20 (mg/L)	CE50 (mg/L)
<i>P. subcapitata</i>		
I	0,25±0,13	8,2±4,1
II	0,55±0,11	11,8±0,5
III	0,79±0,07*	17,3±3,8*
IV	0,50±0,14	15,9±5,4
V	0,55±0,18	13,0±5,2*
VI	0,59±0,13	19,7±8,0
<i>S. acutus</i>		
I	0,12±0,05	5,50±1,9
II	0,04± 0,04	11,2± 7,5
III	0,21±0,19*	>20*
IV	NA	NA
V	0,25±0,23	>20*
VI	0,31±0,26	>20

NA: No ajustó a la ecuación sigmoidea

El glifosato ácido no resultó tóxico para ambas cepas (Fig. 1), mientras que la formulación ATANOR® fue tóxica solo para la cepa estándar (Tabla 1).

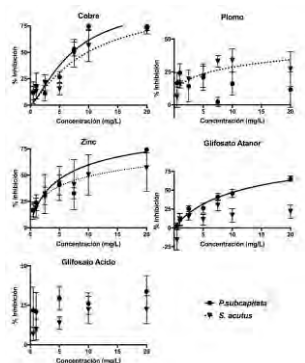


Fig. 1. Curvas dosis-respuesta de los tóxicos analizados individualmente para *P. subcapitata* y *S. acutus*. Las barras de error representan el EEM (error estándar de la media), n = 5.

Analizando las CE50 para todas las mezclas, la cepa estándar resultó más sensible que la cepa autóctona (Tabla 1). Sin embargo, a bajas concentraciones de los tóxicos en dichas mezclas, la cepa autóctona resultó más sensible, como puede observarse en los valores de CE20.

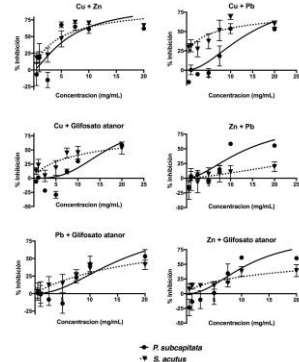


Fig. 2. Curvas dosis-respuesta de las seis mezclas binarias para *S. acutus* y *P. subcapitata*. Las barras de error representan el EEM, n = 5.

Los coeficientes de riesgo del alga autóctona son bajos. Por el contrario, las concentraciones ambientales normalizadas a PNEC para *P. subcapitata* indican que esta alga presentaría riesgo y, por lo tanto, también el ecosistema.

Discusión

Los metales pesados analizados en este trabajo tuvieron efectos inhibitorios a concentraciones similares o menores (CE20s) a las encontradas en el arroyo Burgos, cuyos valores máximos fueron: Cu=0,252 mg/L, Pb=0,176 mg/L y Zn=0,960 mg/L (Bollani et al., 2018). Solamente en *P. subcapitata* el valor de CE20 para el Cu fue mayor que la máxima concentración encontrada en el agua superficial (Tabla 1). Contrariamente, en el caso del glifosato, las

concentraciones inhibitorias para *P. subcapitata* y la formulación ATANOR® resultaron superiores a las máximas encontradas en dicho ambiente (0,014 mg/L) (Bollani et al., 2018). Por otra parte, ni el principio activo ni la formulación fueron tóxicas para la cepa autóctona, por lo que esta cepa no parecería encontrarse en riesgo debido a la presencia de este compuesto en las aguas superficiales. Los RQ indican, a priori, que la cepa autóctona no se encuentra en riesgo, pero la estándar sí lo estaría. Se tiene en cuenta que este es el primer antecedente sobre *S. acutus* y que este parámetro determinístico puede verse reinterpretado en futuros ensayos variando la metodología y disponiendo de mayor diversidad de abordajes estadísticos.

Conclusiones

Los resultados de este estudio indican que el Pb no presenta toxicidad para las cepas *P. subcapitata* y *S. acutus*, mientras que el Cu presenta una toxicidad similar en el rango de concentraciones y condiciones ensayadas. El Zn es más tóxico para *P. subcapitata*, así como el glifosato ATANOR® es tóxico para esta cepa y no para *S. acutus*. Los compuestos analizados no tendrían efectos sinérgicos ni antagonicos al actuar en mezclas binarias. Según las CE20 para ambas cepas, las algas se encontrarían en riesgo ecológico por la presencia de los metales Cu, Pb y Zn.

Tóxico	<i>P. subcapitata</i>		<i>S. acutus</i>	
	PNEC	RQ	PNEC	RQ
Cobre	0,005 ±0,01	2,79±0,8	0,007±	1,97±0,68
Plomo	-	-	>0,02	-
Zinc	0,004±0,009	6,11±2,21	>0,02	

Tabla 2. IC95 % de Concentración de no-efecto (PNEC) y cociente de riesgo (RQ) para las cepas *P. subcapitata* y *S. acutus*.

Agradecimientos

Financiación: UBACyT N° 20020170100359BA

Referencias

- Bollani, S., de Cabo, L., Chagas, C., Moretton, J., Weigandt, C., Fabrizio de Iorio, A. y Magdaleno, A. 2017. Genotoxicity of water samples from an area of the Pampean region (Argentina) impacted by agricultural and livestock activities. *Environmental Science and Pollution Research*.
- Environmental Canada. 2007. *Biological test method: Growth inhibition test using a freshwater alga*. EPS 1/RM/25 Second Edition, 53 pp.
- USEPA, 2002. United States Environmental Protection Agency, *Selenastrum capricornutum* growth test. In: Short-term method for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to freshwater organisms.



Efecto de pulsos de toxicidad de cipermetrina sobre *Simocephalus vetulus* (Cladocera: Daphniidae)

Marina Arias, Carlos Bonetto, Ariel Paracampo, Hernan Mugni

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA), UNLP- CONICET- FCNyM. Boulevard 120 y 62, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
Email: arias@ilpla.edu.ar

RESUMEN

Los plaguicidas utilizados en los cultivos pueden llegar a los cursos de agua por escorrentía superficial y producir pulsos de toxicidad para la fauna residente. El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de repetidos pulsos de toxicidad subletal de cipermetrina sobre parámetros poblacionales de *S. vetulus*. Los organismos fueron expuestos a 0,02; 0,2 y 1 µg/L de cipermetrina por 90 minutos, luego transferidos a medio sin plaguicida y fueron monitoreados por 25 días. La exposición se repitió cada 7 días. Los organismos mostraron menor fecundidad acumulada y menor tasa de reproducción neta en todos los tratamientos, y menor tasa de crecimiento poblacional a la mayor concentración. Las concentraciones de exposición estuvieron dentro del rango de concentraciones ambientalmente realistas. Los resultados sugieren que el uso de plaguicidas en cultivos reducirá la densidad poblacional de *S. vetulus* en los arroyos adyacentes.

Palabras claves: PLAGUICIDAS - PULSOS DE TOXICIDAD - ORGANISMOS NO-BLANCO

Introducción

Los piretroides son los insecticidas más utilizados en todo el mundo (Xiao et al., 2012) y cipermetrina el más utilizado en Argentina (CASAFA 2013). Los plaguicidas utilizados en cultivos pueden llegar a los arroyos por escorrentía superficial provocada por lluvias con posterioridad a las aplicaciones en los cultivos adyacentes (Jergentz et al., 2005, Mugni et al, 2011).

Debido a su naturaleza hidrofóbica, los piretroides pueden ser rápidamente adsorbidos por los sedimentos (Yang et al., 2006) disminuyendo su concentración y toxicidad con el tiempo (Mugni et al., 2011, Knauer et al., 2017). Por lo tanto, los organismos están expuestos a repetidos pulsos a lo largo de su ciclo de vida, y no de manera continua.

Los cladóceros son excelentes modelos para bioensayos de toxicidad, sin embargo, en la bibliografía generalmente se utilizan especies que no están presentes en nuestra fauna (i.e.: *Daphnia magna*). El cladócer *Simocephalus vetulus* está presente en los arroyos regionales (Arias, 2019) y es utilizado ampliamente en ecotoxicología (Wu et al., 2007, Reno et al., 2014).

El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de repetidos pulsos de toxicidad de cipermetrina sobre parámetros poblacionales de *S. vetulus*.

Metodología

Se utilizó el insecticida Galgotrin® con cipermetrina al 25%. Se preparó una solución stock de 1000 µg/L en acetona. Se utilizó un cultivo de *S. vetulus* establecido en laboratorio, obtenidos de un arroyo no contaminado. Se utilizaron 10 individuos de 3 días de edad por cada unidad experimental (12), que fueron expuestos durante 90 minutos y luego fueron transferidos a frascos con 30ml de agua dechlorinada, donde fueron monitoreados durante 25 días. La exposición se repitió cada 7 días. La CL50-48h (concentración a la cual muere el 50% de los organismos expuestos en 48hs) de cipermetrina para *S. vetulus* fue determinada anteriormente en 0,18 µg/L (Arias, 2019). Se utilizaron tres tratamientos: 0,02 (T1), 0,2 (T2) y 1 µg/L (T3) de cipermetrina, más un control, por triplicado. Los controles se realizaron exponiendo a los organismos a la concentración de acetona utilizada en el tratamiento de mayor concentración. Como alimento se utilizó *Chlorella vulgaris* cultivada en laboratorio (Sathicq et al. 2017) en una concentración de 5x10⁶ cél/ml. Se realizó un seguimiento diario de la supervivencia y el número de neonatos nacidos, que luego fueron retirados. El recambio de medio se realizó diariamente luego del conteo para asegurar la provisión de alimento y oxígeno.

Análisis de datos

Con el número de individuos (n) y neonatos nacidos (m) registrados se calcularon supervivencia (lx) y fecundidad (mx), a partir de estos parámetros, se calcularon los siguientes parámetros poblacionales:

Fecundidad acumulada (FA): número total de organismos nacidos en cada tratamiento

Esperanza de vida (E):

$$(1) E = \frac{1}{l_x} \sum_{i=x}^{\infty} l_i$$

Tasa de reproducción bruta (RB):

$$(2) RB = \sum_{x=0}^{\infty} m_x$$

Tasa de reproducción neta (R0):

$$(3) R0 = \sum_{x=0}^{\infty} l_x \cdot m_x$$

Tiempo generacional (TG):

$$(4) TG = \frac{1}{R0} \sum_{x=0}^{\infty} x \cdot l_x \cdot m_x$$

Tasa de crecimiento poblacional (r):

$$(5) 1 = \sum_{x=0}^{\infty} l_x \cdot m_x \cdot e^{-rx}$$

Para evaluar si hubo diferencias significativas en los parámetros calculados se realizó un ANOVA de una vía con el software SigmaPlot 1.2. Previamente se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Se utilizó el test a posteriori de Dunnet cuando el ANOVA mostró diferencias significativas para evaluar diferencias con el control. Todos los análisis se realizaron con un nivel de significancia de $\alpha=0,05$.

Resultados

En la figura 1 se graficó el promedio de la fecundidad acumulada de cada tratamiento. Se puede observar que el control presenta una mayor fecundidad acumulada que los tratamientos a partir de la tercera exposición (luego de los 17 días de la primera exposición).

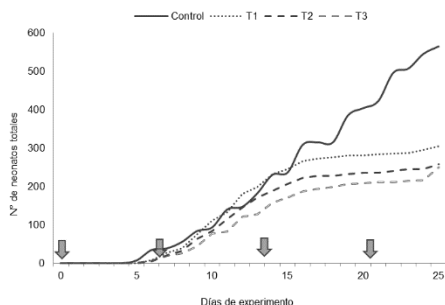


Fig. 1. Fecundidad acumulada por tratamiento durante el experimento. Las flechas señalan las exposiciones.

En la tabla 1 se resumen los parámetros poblacionales que mostraron diferencias significativas: fecundidad acumulada, tasa de reproducción y r poblacional. Los parámetros esperanza de vida, tiempo generacional y reproducción bruta no mostraron diferencias significativas.

Tabla 1. Parámetros poblacionales que mostraron diferencias significativas. FA: fecundidad acumulada; R0: tasa de crecimiento neta; r: tasa de crecimiento poblacional, (*) tratamientos que difirieron del control.

	FA	R0	r
C	565 ± 98	57,3 ± 9,8	0,25 ± 0,02
T1	297 ± 20*	33,4 ± 5*	0,25 ± 0,01
T2	253 ± 32*	28,8 ± 7,5*	0,24 ± 0,02
T3	220 ± 61*	25,1 ± 8,7*	0,22 ± 0,03*
p	0,0001	0,005	0,032

La fecundidad acumulada final y la reproducción neta disminuyeron respecto al control para todos los tratamientos, aunque no fueron diferentes entre sí ($p>0,05$), mientras que el valor de r fue significativamente diferente al control ($p=0,032$) sólo en el tratamiento de mayor exposición.

Discusión

Los reiterados pulsos de toxicidad de 90 minutos de cipermetrina mostraron efectos a nivel poblacional en *S. vetulus*, como la disminución de la fecundidad y el crecimiento poblacional. Tanto la fecundidad acumulada como la tasa reproductiva R0, que relaciona la fecundidad y la supervivencia, se vieron afectadas en todas las concentraciones ensayadas. Kim et al. (2008) observaron que *Daphnia magna* expuesta en forma continua a 0,0002; 0,002 y a 0,2 µg/L de cipermetrina durante 21 días mostró un retraso en la primera reproducción y una reducción en el tamaño de la camada y del número total de las mismas. Martínez-Jerónimo et al. (2013) observaron que *Daphnia schoedleri* expuesta continuamente a concentraciones de 0,54; 5,4 y 54 µg/L de α-cipermetrina mostró una disminución general de todos los parámetros determinados, al incrementar la concentración.

El tiempo promedio y la esperanza de vida disminuyeron en las dos concentraciones mayores, la tasa reproductiva neta fue menor en todos los tratamientos expuestos a cipermetrina y, al igual que el experimento presentado, la tasa de crecimiento poblacional se vio reducida sólo en la mayor concentración. Toumi et al. (2013) determinaron efectos similares en *D. magna* expuesta continuamente a concentraciones sub-letales de deltametrina. Sin embargo, los trabajos mencionados son resultado de experiencias bajo exposiciones continuas a plaguicidas.

El presente trabajo simula una situación ambientalmente realista utilizando pulsos de toxicidad. Se mostró que *S. vetulus* sobrevive a pulsos breves de cipermetrina en concentraciones de hasta 5 veces su CL50, pero mostrando efectos a nivel poblacional. Los efectos se registraron en concentraciones muy bajas, de hasta 10 veces menores a su CL50.

Las concentraciones ensayadas están dentro del rango de concentraciones ambientales de cipermetrina en arroyos regionales: de 0,01 µg/L (Etchegoyen et al., 2013) a 194 µg/L (Marino y Ronco 2005), indicando que los resultados de este experimento son ambientalmente relevantes. Por otro lado, cuando se comparó el ensamble de invertebrados de arroyos adyacentes a cultivos hortícolas con arroyos sin horticultura, *S. vetulus* presentó una densidad significativamente menor en sitios hortícolas (Arias, 2019), lo cual se relaciona a los resultados del presente experimento.

A modo de conclusión se puede inferir que la población de *S. vetulus* residente en un arroyo adyacente a cultivos probablemente sobrevivirá después de un evento de escorrentía superficial pero se verá afectada su tasa de reproducción, disminuyendo su densidad poblacional con posterioridad.

Referencias

- Arias, M. 2019. Efectos del uso de fertilizantes y plaguicidas sobre organismos acuáticos en arroyos de la zona hortícola de La Plata. Tesis Doctoral. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/73699>
- CASAFE, 2013. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, Buenos Aires, Argentina. <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/>
- Jergentz, S., Mugni, H., Bonetto, C. y Schulz, R. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural

- streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61(6):817-826.
- Etchegoyen, M., Ronco, A., Almada, P., Abelando, M. y Marino, D. 2013. Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environ Monit Assess*, 189:63.
- Kim, Y., Jung, J., Oh, S. y Choi, K. 2008. Aquatic toxicity of cartap and cypermethrin to different life stages of *Daphnia magna* and *Oryzias latipes*. *J. Environ. Sci. Health B*, 43(1):56-64.
- Knauer, K., Homazava, N., Junghans, M. y Werner, I. 2017. The influence of particles on bioavailability and toxicity of pesticides in surface water. *Integr Environ Assess Manag*, 13(4):585-600.
- Marino, D. y Ronco A. 2005. Cypermethrin and chlorpyrifos concentration levels in surface water bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 75(4):820-826.
- Martínez-Jerónimo, F., Arzate Cárdenas, M. y Butrón, R. 2013. Linking sub-individual and population level toxicity effects in *Daphnia schoedleri* (Cladocera: Anomopoda) exposed to sublethal concentrations of the pesticide α -cypermethrin. *Ecotoxicology*, 22:985-995.
- Mugni, H., Ronco, A. y Bonetto, C. 2011. Insecticide toxicity to *Hyalella curvispina* in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina). *Ecotox. Environ. Safe*, 74:350-354.
- Reno, U., Gutierrez, M., Regaldo, L. y Gagneten, A. 2014. The Impact of Eskobat, a Glyphosate Formulation, on the Freshwater Plankton Community. *Water. Environ. Res.*, 86(12):2294-2300.
- Sathicq, B., Arias, M., Ferrando, N. y Benitez, H. 2017. Optimización de un cultivo de *Chlorella vulgaris* en función del fotoperíodo y del control de pH. *Biol. Acuát.*, 32(Supl.):146.
- Toumi, H., Boumaiza, M., Millet, M., Radetski, C. M., Felten, V., Fouque, C. y Féraud, J. 2013. Effects of deltamethrin on growth, reproduction, embryonic development and sex differentiation in two strains of *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera). *Sci. Tot. Environ.*, 458-464-75.
- Wu, Y., Lin, C. y Yuan, L., 2007. Characteristics of six cladocerans in relation to ecotoxicity testing. *Ecol. Indic.*, 7:768-775.
- Xiao, Y., Chen, S.H., Hu, W. y Hu, M.Y., 2012. New progress and prospect for the microbial degradation of pyrethroid pesticides. *Chinese Agric. Sci. Bull.*, 28(27):218-224.
- Yang, W., Spurlock, F., Liu, W. y Gan, J. 2006. Inhibition of aquatic toxicity of pyrethroid insecticides by suspended sediment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 25(7): 1913-1919.



Alteraciones morfológicas en raíces de *Schoenoplectus californicus* expuestas a altas concentraciones de zinc

Gonzalo Arnedillo, Silvana Arreghini, Roberto Serafini, Silvana Auguet y Alicia
Fabrizio de Iorio

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales y
Ambiente, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Av. San Martín 4453 (1417), CABA.
Email: arnedill@agro.uba.ar

RESUMEN

El zinc es un micronutriente esencial y también un contaminante de origen antropogénico que suele encontrarse en elevadas concentraciones en humedales urbanos/periurbanos. El objetivo del trabajo fue evaluar los efectos de sales de Zn sobre el crecimiento y desarrollo radicular de *Schoenoplectus californicus*. Se realizó un ensayo exponiendo plantas de *S. californicus* a soluciones de sales de Zn en dos concentraciones (50ppm y 100ppm), evaluándose elongación radicular y alteraciones anatómicas. El índice de tolerancia (IT) evidenció un pronunciado efecto inhibitorio en el crecimiento radicular en los tratamientos de 100ppm de Zn (IT=69,3%), incrementado el número de raíces que no mostraron crecimiento. Aumentaron el diámetro de la raíz, el ancho del periciclo, el número de capas de células del parénquima cortical y el ancho del cilindro central a concentraciones de 100mgZn/L. Se observó engrosamiento de paredes celulares de rizodermis, exodermis y endodermis en los tratamientos con agregado de Zn comparados con los controles.

Palabras claves: SCHOENOPECTUS CALIFORNICUS – ZINC - ALTERACIONES MORFOLÓGICAS.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos reciben compuestos potencialmente tóxicos provenientes de fuentes agropecuarias, industriales y domésticas. Los contaminantes orgánicos lábiles pueden degradarse rápidamente por acción microbiana, mientras que los compuestos persistentes y los metales se acumulan y/o transfieren hacia los distintos compartimentos ecosistémicos (aguas superficiales/subterráneas, suelos/sedimentos, biota) (Marchand et al., 2010). La contaminación con metales pesados y metaloides (Cu, Pb, Zn y As) se ha incrementado en los últimos años debido a la aceleración de los procesos de industrialización, a la falta de incorporación de tecnologías de menor impacto ambiental en la producción y a la escasez de mecanismos efectivos de tratamiento y disposición de residuos. Esto ha generado un incremento del riesgo que estas actividades representan para el ambiente (Khan et al., 2016) y ha ocasionado importantes modificaciones en los ciclos biogeoquímicos de los elementos (Ali et al., 2013). Los humedales tienen la capacidad de captar los excesos de nutrientes de las aguas residuales y retener los contaminantes que ingresan al ecosistema (Khan et al., 2016).

Schoenoplectus californicus (C. A. Mey) Sójak (junco) es una macrófita monocotiledónea emergente nativa de la familia Cyperaceae. Si bien distintos autores han destacado la tolerancia de *S. californicus* a elevadas concentraciones de metales tanto en humedales naturales como construidos (Valea, 2011; Auguet, 2014; Arreghini et al., 2017), son menos frecuentes los estudios que evalúen alteraciones morfológicas en las raíces considerando además los efectos promotores o inhibidores del crecimiento ejercidos por los contraiones. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de diferentes sales de Zn sobre el crecimiento y desarrollo radicular de *S. californicus*.

Materiales y Métodos

Se colectaron plantas de *S. californicus* en la ribera del arroyo Durazno (provincia de Buenos Aires), considerado sitio de referencia (Arreghini et al, 2007), y se aclimataron a las condiciones experimentales durante un mes en recipientes plásticos con agua corriente, sedimentos del sitio de recolección y a temperatura ambiente. Luego, los rizomas y las raíces se lavaron con agua corriente y se dispusieron en recipientes plásticos que constituyeron cada uno una unidad experimental. Se realizaron tratamientos con

sales de ZnCl_2 , $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ y ZnSO_4 , en dos concentraciones del metal, 50mgZn/L y 100mgZn/L, agregadas a través de una única aplicación al inicio del ensayo. Los controles contenían los iones no metálicos de las sales de Zn (C_{Cl} , C_{NO_3} , C_{SO_4}) para evaluar el efecto de los contraiones. Las plantas fueron expuestas durante 30 días. Cada unidad experimental contó con solución nutritiva Hoagland como medio de crecimiento. Para evaluar la tasa de crecimiento radicular las raíces fueron individualizadas y se midió semanalmente la longitud. Luego de la exposición las raíces fueron colectadas, lavadas y fijadas en recipientes con solución FAA (Acético-Formol-Alcohol), según D'Ambrogio de Argüeso (1986). Luego de un tiempo mínimo de fijación de 48hs las raíces fueron lavadas con agua corriente y se realizaron cortes transversales a mano alzada previo descarte del tejido meristemático del ápice. Se tiñeron con una solución de violeta de cresilo al 0,5% y se montaron en gelatina-glicerina para su observación al microscopio óptico. Se realizaron las mediciones de las siguientes variables morfométricas: diámetro de la raíz, ancho del parénquima cortical, ancho del cilindro central, ancho del periciclo y número de capas de células del parénquima cortical. Todos los tratamientos se realizaron por triplicado. Se realizaron ANOVAs para comparar la elongación de raíces entre tratamientos. Se consideraron diferencias significativas a un $p < 0,05$.

Resultados y Discusión

Las altas concentraciones de Zn afectaron negativamente la elongación de las raíces e incrementaron el número de raíces sin crecimiento ($p < 0,05$) (Fig. 1). El índice de tolerancia (IT: elongación de raíz del tratamiento respecto a la elongación de raíz del control, en porcentaje) mostró un fuerte efecto de inhibición en raíces crecidas en soluciones con 100mgZn/L (IT=69,3%).

Los cortes transversales de raíces de *S. californicus* de los diferentes tratamientos mostraron que las altas concentraciones de Zn (100mg/L), independientemente del contraión considerado, produjeron un aumento significativo ($p < 0,05$) en el diámetro de la raíz, ancho del periciclo y ancho del cilindro central comparadas con los tratamientos control (Fig. 2). Además, el número de capas de células del parénquima cortical fue mayor en las raíces de los tratamientos Zn100 comparados con las raíces de los tratamientos Zn50 y controles ($p < 0,05$). Diversos autores han informado modificaciones en la anatomía de las raíces como respuesta al estrés por metales, mientras que existen indicios

de que las plantas pueden reaccionar a diferentes factores de estrés al inducir cambios en las barreras apoplásticas de la raíz. Estos efectos pueden manifestarse a través de incrementos en la cantidad de suberina y lignina depositadas en la endodermis e hipodermis (Cheng et al., 2010; Batool et al., 2014). Asimismo, menores distancias de las barreras apoplásticas (Bandas de Caspari, depósitos de suberina) al ápice de las raíces pueden ser consideradas como estrategias de respuesta orientadas a prevenir el ingreso de metales tóxicos al cilindro central y su traslocación hacia estructuras fotosintéticas sensibles (Stoláriková-Vaculíková et al., 2015).

Se observó un marcado engrosamiento de las paredes celulares de los tejidos epidérmicos externos (rizodermis, exodermis) y de la endodermis en los tratamientos con agregado de Zn comparados con los tratamientos control, en los que sólo se visualizó una leve lignificación de las células de la rizodermis (Fig. 2).

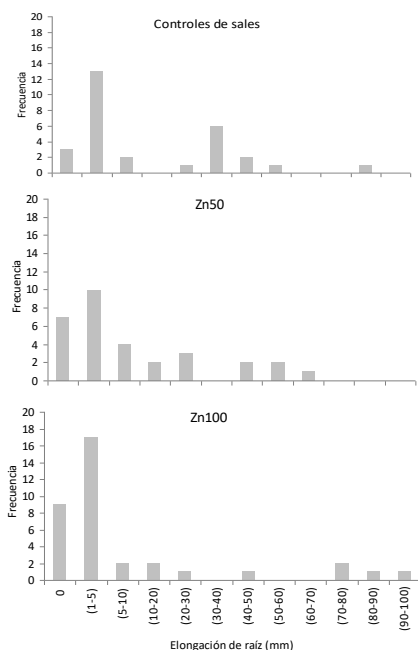


Fig. 1. Histogramas de frecuencias de la elongación de raíces de *S. californicus* después de 8 días de incubación para los controles de sales (C_{Cl} , C_{NO_3} , C_{SO_4}) y los tratamientos con 50ppm (Zn50_{Cl} , $\text{Zn50}_{\text{NO}_3}$, $\text{Zn50}_{\text{SO}_4}$) y 100ppm de Zn agregado (Zn100_{Cl} , $\text{Zn100}_{\text{NO}_3}$, $\text{Zn100}_{\text{SO}_4}$).

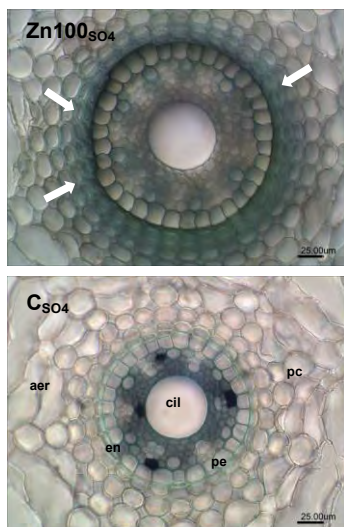


Fig. 2. Cortes transversales (40x) de raíces de *S. californicus*. Las flechas indican los sitios de engrosamiento. aer=aerénquima, cil=cilindro central, en=endodermis, pc=parénquima cortical, pe=periciclo.

Conclusiones

Las sales de Zn afectaron negativamente la tasa de elongación de las raíces de *S. californicus*. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos con alta y baja dosis de metal, probablemente como consecuencia de la tolerancia de *S. californicus* al Zn en el rango de concentraciones evaluado. La tasa de elongación radicular resultó sensible al contraíón de la sal utilizada, observándose efectos promotores inducidos por N y/o S. Esto destaca la importancia de realizar estos controles para evitar asignar erróneamente al metal los efectos sobre el crecimiento radicular. El pronunciado engrosamiento de las paredes celulares de la rizodermis, la exodermis y la endodermis en los tratamientos con agregado de Zn en relación con los controles indicaría el fortalecimiento de las barreras apoplásticas como estrategia de respuesta orientada a prevenir el estrés por metales. Esto contribuiría a explicar la elevada tolerancia observada en ejemplares de *S. californicus*.

Referencias

Ali, H., Khan, E. y Sajad, M.A. 2013. Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. *Chemosphere* 91: 869-881.
Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R. y Fabrizio de Iorio, A. 2007. A

methodological approach to water quality assessment in an ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *Geojournal* 70: 281-288.
Arreghini, S., de Cabo, L., Serafini, R. y de Iorio, A. 2017. Effect of the combined addition of Zn and Pb on partitioning in sediments and their accumulation by the emergent macrophyte *Schoenoplectus californicus*. *Environmental Science and Pollution Research* 24(9): 8098-8107.
Auguet, S.L. 2014. Efecto del stress por plomo sobre plantas acuáticas nativas. Tesis de grado de la Licenciatura en Ciencias Ambientales, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
Batoool, R., Hameed, M., Ashraf, M., Fatima, S., Nawaz, T. y Ahmad, M.S.A. 2014. Structural and functional response to metal toxicity in aquatic *Cyperus alopecuroides* Rottb. *Limnologica* 48: 46-56.
Cheng, H., Liu, Y., Tam, N.F.Y., Wang, X., Li, S.Y., Chen, G.Z. y Ye, Z.H. 2010. The role of radial oxygen loss and root anatomy on zinc uptake and tolerance in mangrove seedlings. *Environmental Pollution* 158: 1189-1196.
D'Ambrogio de Argüeso, A. 1986. *Manual de técnicas en histología vegetal*. Ed. Hemisferio Sur S. A. Buenos Aires, Argentina.
Khan, N., Seshadri, B., Bolan, N., Saint, C.P., Kirkham, M.B., Chowdhury, S., Yamaguchi, N., Lee, D.Y., Li, G., Kunhikrishnan, A., Qi, F., Karunanithi, R., Qiu, R., Zhu, Y.-G. y Syu, C.H. 2016. Root Iron Plaque on Wetland Plants as a Dynamic Pool of Nutrients and Contaminants. *Advances in Agronomy*, 1-96.
Marchand, L., Mench, M., Jacob, D. y Otte, M. 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution* 158: 3447-3461.
Stoláriková-Vaculíková, M., Romeo, S., Minnocci, A., Luxová, M., Vaculík, M., Lux, A. y Sebastiani, L. 2015. Anatomical, biochemical and morphological responses of poplar *Populus deltoides* clone Lux to Zn excess. *Environmental and Experimental Botany* 109: 235-243.
Valea, C.I. 2011. Acumulación de metales pesados en plantas acuáticas nativas: Localización intra y extracelular: estrategias de tolerancia. Tesis de grado de la Licenciatura en Ciencias Ambientales. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.



Evaluación del efecto de una formulación de ATZ sobre una cepa autóctona de *Scenedesmus* sp.

Aimé Astrada¹, Anahí Magdaleno², María del C. Ríos de Molina^{3,4}, Ángela Juárez^{1,3}

¹Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental y CONICET-Universidad de Buenos Aires, IBBEA, Buenos Aires, Argentina.

²Universidad de Buenos Aires, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Cátedra de Salud Pública e Higiene Ambiental, Buenos Aires, Argentina.

³Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Química Biológica, Buenos Aires, Argentina.

⁴CONICET-Universidad de Buenos Aires, IQUIBICEN, Buenos Aires, Argentina
Email: aime.astrada@gmail.com

RESUMEN

Se evaluaron los efectos tóxicos de una formulación de atrazina sobre una cepa autóctona de *Scenedesmus* sp. aislada de un arroyo de San Pedro (Buenos Aires). La microalga fue expuesta a concentraciones crecientes de atrazina por 96 h y se evaluó: crecimiento, concentración inhibitoria 50 (CI50), biovolumen y parámetros de estrés oxidativo (niveles de especies reactivas de oxígeno (ERO), de daño oxidativo a lípidos (TBARS) y del compuesto antioxidante ácido ascórbico). La exposición a atrazina produjo una disminución significativa del crecimiento de *Scenedesmus* sp., con una CI50 de 2,8 mg p.a/l. Las células expuestas a las mayores concentraciones (6 y 7,5 mg p.a/l) mostraron un aumento significativo en el volumen celular, así como en los niveles de ERO, TBARS y ácido ascórbico. Nuestros resultados indican que la atrazina ejerce un efecto tóxico sobre *Scenedesmus* sp. y que en su mecanismo de acción participarían procesos de estrés oxidativo.

Palabras claves: ATRAZINA – *SCENEDESMUS* - ESTRÉS OXIDATIVO

Introducción

La producción agrícola en Argentina es una de las actividades claves de la economía nacional y constituye una de las principales fuentes de contaminación difusa. La zona de San Pedro (Buenos Aires) se caracteriza por una actividad agrícola bien desarrollada, presentando grandes superficies dedicadas al cultivo de soja, maíz y especies forrajeras. La atrazina (ATZ) es el tercer herbicida de mayor uso en Argentina (De Gerónimo et al. 2014), y es comúnmente aplicada en la zona de San Pedro. Este herbicida inhibe la fotosíntesis por bloqueo del transporte de electrones en el fotosistema II y podría, al igual que otros herbicidas, inducir estrés oxidativo (Iummato et al. 2019).

La mayoría de las áreas de cultivo están asociadas a cuerpos de agua que pueden recibir el ingreso de ATZ desde las tierras agrícolas y en Argentina se han detectado niveles que van de 0,025 µg/l a 1,4 µg/l (De Gerónimo et al. 2014). Este panorama pone de

manifiesto el riesgo al que pueden estar expuestos los organismos de los ecosistemas acuáticos de las regiones con intensa actividad agrícola. Debido a su rol en el mantenimiento de las cadenas tróficas acuáticas, las microalgas fitoplanctónicas son organismos claves dentro de esos ambientes y constituyen un modelo biológico adecuado para evaluar el impacto que ejerzan los herbicidas de mayor uso en la Argentina.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto y los posibles mecanismos involucrados en la toxicidad de la ATZ sobre una cepa de *Scenedesmus* que habita en cuerpos de agua de una región donde se aplica ese herbicida. Se analizó el efecto de una formulación comercial sobre el crecimiento, el volumen celular y algunos marcadores de estrés oxidativo.

Materiales y métodos

Se trabajó con una cepa autóctona de *Scenedesmus* sp. aislada del arroyo Burgos

(San Pedro, Buenos Aires, Argentina). Se realizaron bioensayos en medio BBM bajo condiciones controladas de iluminación y temperatura ($24 \pm 1^\circ \text{C}$, luz continua). La cepa fue expuesta a 6 concentraciones del formulado ATZ 90 WG (0 a 7,5 mg p.a/l) con 3 réplicas cada una. Luego de 96 h se evaluaron: 1) el crecimiento mediante recuento de células al microscopio óptico, 2) la concentración inhibitoria 50 (CI50) utilizando el programa probit Probalg, 3) el biovolumen y 4) parámetros de estrés oxidativo.

Para evaluar el volumen celular se midieron al menos 30 células al azar de cada cultivo, se registró el largo y el ancho y se aplicó la siguiente ecuación:

$$v = \pi/6 \cdot b^2 \cdot a$$

donde b es el ancho y a es el largo de la célula.

Para evaluar la participación de estrés oxidativo se analizaron: 1) especies reactivas de oxígeno (ERO) según Wang y Joseph (1999), empleando la sonda fluorescente acetato de 2',7' diclorofluoresceína y midiendo la fluorescencia en un equipo FLUOstar OPTIMA (λ_{em} 520, λ_{ex} 485), 2) contenido de ácido ascórbico aplicando la técnica espectrofotométrica de Okamura (1980), 3) niveles de peroxidación lipídica determinando el contenido de especies reactivas al ácido tiobarbitúrico (TBARS) de acuerdo a la técnica de Vavilin et al. (1998).

Los resultados obtenidos para los diferentes parámetros fueron analizados mediante ANOVA de un factor seguido de contrastes "a posteriori" de Dunnet.

Resultados

La formulación de ATZ evaluada produjo una disminución significativa ($p < 0,05$) del crecimiento, con respecto al control, de la cepa de *Scenedesmus* sp. expuesta a las distintas concentraciones ensayadas (Fig. 1). La CI50 estimada fue de 2,81 mg p.a/l (2,5- 3,1mg p.a/l).

A su vez, esta formulación produjo un aumento significativo ($p < 0,001$) del volumen celular, con respecto al control, en los cultivos expuestos a las concentraciones más altas del herbicida (6 y 7,5 mg p.a /l) (Fig. 2).

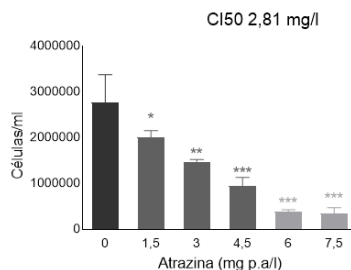


Fig. 1. Densidad celular (células/ml) de los distintos tratamientos. Valores expresados como media \pm DS. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

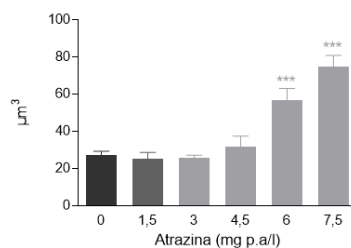


Fig. 2. Biovolumen (μm^3) de las células de los distintos tratamientos. Valores expresados como media \pm DS. *** $p < 0,001$.

Las células expuestas a las mayores concentraciones de ATZ mostraron un aumento significativo ($p < 0,001$) en los niveles de ERO (Fig. 3), TBARS (Fig. 4), y ácido ascórbico (Fig. 5).

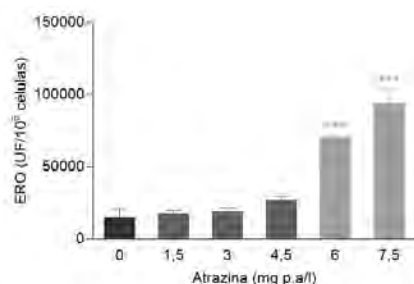


Fig. 3. Contenido de ERO (UF/10⁶ células) de las células de los distintos tratamientos. Valores expresados como media \pm DS. *** $p < 0,01$.

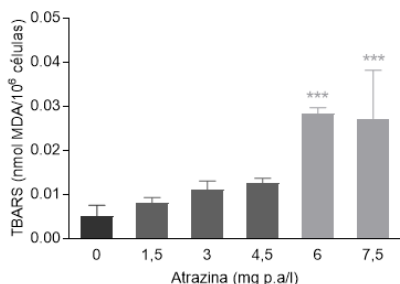


Fig. 4. Niveles de TBARS (nmol/10⁶ células) de las células de los distintos tratamientos. Valores expresados como media \pm DS. ***p<0,001.

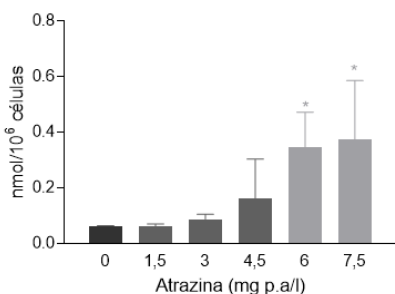


Fig. 5. Contenido de ácido ascórbico (nmol/10⁶ células) de los cultivos expuestos a ATZ. Valores expresados como media \pm DS. *p<0,05.

Discusión

La ATZ es el tercer herbicida utilizado en Argentina y es comúnmente aplicado en la zona de San Pedro sobre cultivos de maíz y sorgo. La mayoría de las áreas de cultivo están asociadas a cuerpos de agua, donde organismos claves, como las microalgas, pueden ser afectados. Los resultados de nuestro trabajo indican que el formulado ATZ 90 WG produce alteraciones a nivel bioquímico y celular en la cepa de *Scenedesmus* sp. aislada de San Pedro. La exposición de esta microalga a concentraciones crecientes del herbicida provocó una disminución de su crecimiento, siendo la CI50 estimada de 2,8 mg p.a/l. Las concentraciones más altas del herbicida (6 y 7,5 mg p.a/l) provocaron un aumento de especies reactivas de oxígeno, de daño oxidativo a lípidos (TBARS) y de una respuesta antioxidante (ácido ascórbico), lo cual indica que el estrés oxidativo estaría participando en el mecanismo de acción de este herbicida. Además, esas mismas concentraciones provocaron un aumento del volumen celular, lo cual podría estar relacionado

con los niveles mayores de peroxidación lipídica, dado que ello puede llevar a una mayor fluidez de la membrana.

Nuestros resultados demuestran que la ATZ es tóxica para la cepa de *Scenedesmus* sp. que habita en la región de San Pedro. De acuerdo a la CI50 estimada, esta cepa tolera concentraciones muy superiores a las detectadas hasta el momento en cuerpos de agua de San Pedro (8,7 μ g/l, datos no publicados) y de otras regiones de Argentina (0,025 μ g/l a 1,4 μ g/l, De Gerónimo et al. 2014). De todas maneras pone de manifiesto el riesgo al que están expuestos los ecosistemas acuáticos de esa región, por posibles vuelcos accidentales o eventos de lluvia inmediatos a la aplicación del herbicida. Si bien el mecanismo primario de acción de la ATZ es la inhibición de la fotosíntesis a nivel del fotosistema II, nuestros resultados indican que el estrés oxidativo también participaría en su mecanismo de acción.

Agradecimientos

Financiamiento: UBACyT 20020170100359BA.

Referencias

- De Geronimo, E., Aparicio, V.C., Barbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S. y Costa, J.L. 2014. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere* 107: 423-431
- Iummato, M.M., Fassiano, A., Graziano, M., Cochón, A.C., Dos Santos Afonso, M., Ríos de Molina, M.C. y Juárez, A.B. 2019. Effect of glyphosate on the growth, morphology, ultrastructure and metabolism of *Scenedesmus vacuolatus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 172: 471-479.
- Okamura, M. 1980. An improved method for determination of L-ascorbic acid and L-dehydroascorbic acid in blood plasma. *Clin. Chim. Acta* 103: 259-268
- Vavilin, D.V., Ducruet, J.M., Matorin, D.N., Venediktov, P.S. y Rubin, A.B. 1998. Membrane lipid peroxidation, cell viability and Photosystem II activity in the green alga *Chlorella pyrenoidosa* subjected to various stress conditions. *Photochem. Photobiol.* 42: 233-239.
- Wang, H. y Joseph, J.A., 1999. Quantifying cellular oxidative stress by dichlorofluorescein assay using microplate reader. *Free Radical Biology & Medicine* 27(5-6):612-616.



¿Varía el metabolismo aeróbico de *Cnesterodon decemmaculatus* cuando es expuesto a un formulado comercial de glifosato?

Alejo Bonifacio^{1,2}, Micaela Zambrano^{1,2}, Gisela Rautenberg^{1,2}, Juan Brito¹ y Andrea Hued^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Cátedra de Diversidad Biológica IV. Córdoba, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA). Córdoba, Argentina.

Email: alejobonifacio@gmail.com

RESUMEN

La presencia de glifosato en los ambientes pampeanos ha sido considerada como pseudopersistente. A partir de esto surge la necesidad de evaluar los efectos que esta sustancia ejerce sobre la biota expuesta. El presente trabajo evaluó el efecto de dos concentraciones de un formulado comercial de glifosato (siendo la más baja de ellas ambientalmente relevante) durante 96 h de exposición sobre el metabolismo aeróbico de *Cnesterodon decemmaculatus*. Los resultados no mostraron variaciones significativas de los parámetros metabólicos medidos, entre los individuos expuestos a las concentraciones ensayadas. Sin embargo, variables somáticas como la longitud estándar y el peso, se asociaron significativamente con la tasa metabólica basal. A partir del presente trabajo surge la necesidad de evaluar si exposiciones crónicas a este compuesto pueden afectar el metabolismo aeróbico de esta especie. Nuestros resultados destacan además la influencia de las variables somáticas sobre biomarcadores ecotoxicológicos como los parámetros de metabolismo aeróbico.

Palabras claves: GLIFOSATO - *CNESTERODON DECEMMACULATUS* - METABOLISMO AERÓBICO.

Introducción

El agroquímico más utilizado y vendido a nivel mundial, el glifosato (N-[fosfonometil] glicina), es un herbicida no selectivo que combate las malezas de los cultivos de soja y maíz. Es altamente soluble en agua y no volátil.

En ambientes lóticos de nuestro país se han registrado concentraciones de hasta 0,7 mg/l (Peruzzo et al., 2008), uno de los valores más altos registrados en cuerpos de agua continentales de todo el mundo (Annett et al., 2014). Este herbicida además ha sido registrado en agua de lluvia (Alonso et al., 2018) y considerado como “pseudopersistente” debido a tasas de aplicación más altas que las de degradación en los ambientes pampeanos (Primost et al., 2017).

Las demandas energéticas de los organismos expuestos a ambientes estresantes se suman a los gastos energéticos producidos por el metabolismo basal. Si se sobrepasan las demandas de energía para hacer frente a los procesos tóxicos, se puede comprometer la

supervivencia de los individuos y, a largo plazo, afectar la permanencia de las poblaciones, ya que el gasto bioenergético se hace insostenible. Dado que la distribución *C. decemmaculatus* coincide con la extensión de superficies cultivadas de Argentina, donde las formulaciones de glifosato son aplicadas, surge la necesidad de conocer como esta especie, puede ser afectada por dichos formulados de glifosato.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar los efectos de un formulado comercial de glifosato a través de marcadores ecofisiológicos usando como modelo ecotoxicológico al pez *Cnesterodon decemmaculatus*.

Materiales y Métodos

Bioindicador: Los ensayos de toxicidad se llevaron a cabo con adultos de *Cnesterodon decemmaculatus* colectados del río Yuspe, un sitio de referencia con conocida alta calidad de agua (Valdés et al., 2014). Previo al experimento, los peces fueron aclimatados a condiciones de laboratorio, durante 2 semanas

en peceras con aireación artificial, fotoperíodo de 12:12hs (luz: oscuridad) y temperatura constante de 21° C. Se les proveyó alimento deshidratado dos veces al día.

Tóxico: Se utilizó el formulado comercial del herbicida Glifosato, Roundup® ControlMax (RCM).

Bioensayos. Las concentraciones usadas fueron de 0,7 y 7 mg/L de ácido equivalente del principio activo, siendo la concentración más baja ambientalmente relevante. Los individuos fueron expuestos individualmente en recipientes de vidrio con un litro de agua durante 96 horas y se contó además con un grupo control (no expuesto al herbicida). El n total por tratamiento fue de 9. Finalizada la exposición, se determinó el metabolismo aeróbico de los individuos.

Metabolismo aeróbico. El consumo de oxígeno se estimó a través de: la tasa metabólica basal (TMB), definida como el consumo de oxígeno necesario para mantener energéticamente signos vitales mínimos o en estado de reposo en un animal no estresado, en ayunas, reproductivamente inactivo y aclimatado a las condiciones experimentales; y la tasa metabólica máxima (TMM), correspondiente al consumo de oxígeno máximo; siendo la capacidad aeróbica (CA) la diferencia entre el TMM y el TME. Para ello se siguió la metodología propuesta por (Auer et al., 2015). Brevemente, los peces fueron mantenidos en ayuno por 48 horas antes de la medición de la TMB, para evitar los costos metabólicos provenientes de la digestión. Cada individuo fue colocado en una cámara cerrada de 500 mL durante 24 h, y se midió la concentración de oxígeno de la cámara (mg/L) cada 5 minutos. Se contó con una cámara de respiración sin pez que servirá como control ante la posible respiración bacteriana del agua. La TMM fue calculada a través del protocolo de persecución exhaustiva seguido inmediatamente de mediciones de consumo de oxígeno post ejercicio (EPOC). El protocolo de persecución exhaustiva es comúnmente utilizado para peces pequeños que habitan microhábitats sin corriente constante.

Variables somáticas. Para contemplar el efecto de las diferencias de tamaño y peso sobre el metabolismo se midió: longitud estándar (LE), peso total (PT) y condición corporal (K).

Análisis estadísticos: Los datos fueron analizados a través de análisis de la covarianza. Todos los análisis estadísticos fueron llevados a cabo con el programa R versión 3.5.1 (2018).

Resultados

Ninguna de las variables de metabolismo aeróbico (TMB, TMM y CA) varió

significativamente entre el grupo control y los expuestos a RCM. La variable somática PT explicó significativamente la variabilidad en los valores de TMB (Fig.1), mientras que ninguna de las variables somáticas explicó significativamente las variaciones en las TMM ni en la CA.

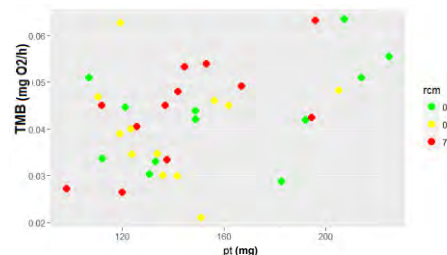


Fig. 1. Tasa metabólica y peso total de los individuos expuestos a los diferentes tratamientos de exposición a Roundup Control Max (0, 0.7 y 7 mg/l a. e. de glifosato).

Discusión

Las variables metabólicas estimadas en individuos de *C. decemmaculatus* no fueron afectadas por las concentraciones de Roundup ControlMax utilizadas durante 96 horas de exposición.

Contrariamente a nuestros resultados, investigaciones previas han demostrado que el metabolismo aeróbico de *C. decemmaculatus* es un biomarcador ecotoxicológico sensible a exposiciones a cadmio durante 12 días (Baudou et al., 2017). Por otro lado, Bonifacio et al. (2016) y Bonifacio y Hued (2019) registraron que exposiciones a concentraciones subletales de formulados comerciales de glifosato afectan la actividad de enzimas hepáticas y aumentan las alteraciones nucleares en eritrocitos en *C. decemmaculatus*. Si bien estos autores usaron concentraciones del principio activo similares a las del presente trabajo, las exposiciones fueron crónicas (42 días). Debido a antecedentes como estos y a que en situaciones a campo los individuos de *C. decemmaculatus* pueden estar expuestos a concentraciones subletales de pesticidas crónicamente, surge la necesidad de evaluar los efectos de estos compuestos sobre el metabolismo aeróbico durante periodos a largo plazo.

Por último, los efectos significativos de variables somáticas sobre el metabolismo aeróbico denotan la importancia de incluir y contemplar a estas variables en los análisis de datos e interpretación de resultados a partir de ensayos ecotoxicológicos.

Referencias

- Alonso, L.L., Demetrio, P.M., Etchegoyen, M.A. y Marino, D. 2018. Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina. *Sci. Total Environ.* 645, accepted for publication.
- Annett, R., Habibi, H.R. y Hontela, A. 2014. Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *J. Appl. Toxicol.* 34, 458–479.
- Auer, S.K., Salin, K., Anderson, G.J., Metcalfe, N.B. y Auer, S.K. 2015. Aerobic scope explains individual variation in feeding capacity. *Biol. Lett.* 11, 1–3.
- Baudou, F.G., Ossana, N.A., Castañé, P.M., Mastrángelo, M.M. y Ferrari, L. 2017. Cadmium effects on some energy metabolism variables in *Cnesterodon decemmaculatus* adults. *Ecotoxicology*.
- Bonifacio, A.F., Cazenave, J., Bacchetta, C., Ballesteros, M.L., de los Ángeles Bistoni, M., Amé, M.V., Bertrand, L. y Hued, A.C. 2016. Alterations in the general condition, biochemical parameters and locomotor activity in *Cnesterodon decemmaculatus* exposed to commercial formulations of chlorpyrifos, glyphosate and their mixtures. *Ecol. Indic.* 67, 88–97.
- Bonifacio, A.F. y Hued, A.C. 2019. Single and joint effects of chronic exposure to chlorpyrifos and glyphosate based pesticides on structural biomarkers in *Cnesterodon decemmaculatus*. *Chemosphere* 236, 124311.
- Peruzzo, P.J., Porta, A. y Ronco, A.E. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environ. Pollut.* 156, 61–6.
- Primost, J.E., Marino, D.J.G., Aparicio, V.C., Costa, J.L. y Carriquiriborde, P. 2017. Glyphosate and AMPA, “pseudo-persistent” pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. *Environ. Pollut.* 229, 771–779.
- Valdés, M.E., Amé, M.V., Bistoni, M.D.L.A. y Wunderlin, D.A. 2014. Occurrence and bioaccumulation of pharmaceuticals in a fish species inhabiting the Suquia River basin (Córdoba, Argentina). *Sci. Total Environ.* 472, 389–396.



Costo aeróbico de la preñez en *Cnesterodon decemmaculatus*

Alejo Bonifacio^{1,2}, Gisela Rautenberg^{1,2}, Micaela Zambrano^{1,2}, Juan Brito¹ y Andrea Hued^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Cátedra de Diversidad Biológica IV. Córdoba, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA). Córdoba, Argentina.

Email: alejobonifacio@gmail.com

RESUMEN

Cnesterodon decemmaculatus es una de las especies más usadas en ecotoxicología de la Argentina. Evaluar la degradación ambiental a través de biomarcadores implica ciertos desafíos como la disminución de factores de confusión. En el presente trabajo se evaluó el efecto de diferentes variables reproductivas en el metabolismo aeróbico de *Cnesterodon decemmaculatus*. Los resultados mostraron efectos del número de embriones, y del estadio de desarrollo medio sobre el metabolismo aeróbico basal. Los resultados obtenidos recalcan la importancia de determinar el estadio reproductivo de los individuos experimentales en ensayos o monitoreos ecotoxicológicos.

Palabras claves: CNESTERODON DECEMMACULATUS - METABOLISMO AERÓBICO - ESTADO REPRODUCTIVO.

Introducción

La sensibilidad de los biomarcadores utilizados para determinar el efecto de agentes tóxicos en una especie indicadora puede estar disminuida por factores de confusión entre individuos de un mismo sitio o tratamiento (Wunderlich et al., 2015). En particular, *Cnesterodon decemmaculatus* es una de las especies de peces más estudiadas en ensayos y monitoreos ecotoxicológicos en la región pampeana.

La preñez en las hembras es una condición que modifica significativamente su metabolismo, junto a diferentes aspectos biológicos que pueden ser evaluadas en dichas hembras. Al estudiar a campo a peces vivíparos como *C. decemmaculatus*, la preñez es visible exteriormente, cuando se encuentra en períodos avanzados. Por otra parte, las hembras recolectadas a campo para ser usadas en laboratorio, pueden tener guardado esperma por períodos prolongados de tiempo, por lo que el aislamiento de machos, no garantiza ni previene la preñez. Por lo anteriormente expuesto, es de suma utilidad conocer con precisión el efecto de la preñez sobre respuestas (biomarcadores) que pueden ser utilizadas en las evaluaciones ecotoxicológicas.

El objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto de la preñez sobre el metabolismo aeróbico de *Cnesterodon decemmaculatus*.

Materiales y métodos

Cnesterodon decemmaculatus: Hembras adultas fueron recolectadas de sitios con bajo impacto antrópico de la cuenca alta del río Suquia en la provincia de Córdoba. Los peces fueron aclimatados a condiciones de laboratorio, durante 2 semanas en peceras con aireación artificial, fotoperíodo de 12:12hs (luz: oscuridad) y temperatura constante de 21° C. Se les proveyó alimento deshidratado dos veces al día; 48 horas antes de las mediciones de metabolismo aeróbico los peces fueron sometidos a un período de ayuno donde diariamente se les extrajo las heces de los acuarios para evitar que sean ingeridas.

Metabolismo aeróbico: transcurrido el período de aclimatación, se estimó el consumo de oxígeno a través de la tasa metabólica basal (TMB), definida como el consumo de oxígeno necesario para mantener energéticamente signos vitales mínimos o en estado de reposo en un animal no estresado, en ayunas, aclimatado a las condiciones experimentales. Esta metodología, propuesta por Auer et al. (2015), incluye que los organismos sean

reproductivamente inactivos. Esta condición no fue cumplida ya que es la que se quiso evaluar en el presente trabajo. Para la medición de esta variable se siguió la metodología propuesta por (Auer et al., 2015). Brevemente, los peces fueron mantenidos en ayunas por 48 horas antes de la medición de la TMB, para evitar los costos metabólicos provenientes de la digestión. Cada individuo fue colocado en una cámara cerrada de 500 mL durante 24 h, y se midió la concentración de oxígeno de la cámara (mg/L) cada 5 minutos. Se contó con una cámara de respiración sin pez que sirvió como control ante la posible respiración bacteriana del agua.

Variables somáticas: se midió longitud estándar (LE), peso total (PT), peso eviscerado (PEV) e índice hepatosomático (IHS), con el fin de contemplar el efecto de las diferencias de tamaño y peso sobre el metabolismo.

Variables reproductivas: índice gonadosomático (IGS), número, peso medio y estadio medio de los embriones (según la clasificación de Haynes, 1995).

Análisis estadísticos: los datos fueron analizados a través de análisis de regresión múltiple. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa R versión 3.5.1 (2018). Del total de variables medidas se utilizó aquellas que generaron menos problemas de colinealidad como variables predictoras de la TMB.

Resultados

Las variables que mejor explicaron la TMB fueron la longitud estándar ($p < 0.0001$) (Fig. 1), el número de embriones ($p < 0.001$) y estadio medio de los embriones ($p < 0.01$). Evidenciándose para estas tres variables explicativas una relación directa con la TMB.

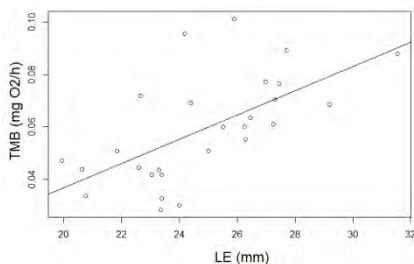


Fig. 1. Tasa metabólica basal (TMB) y longitud estándar (LE).

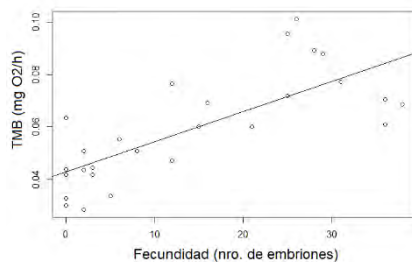


Fig. 2. Tasa metabólica basal (TMB) y fecundidad.

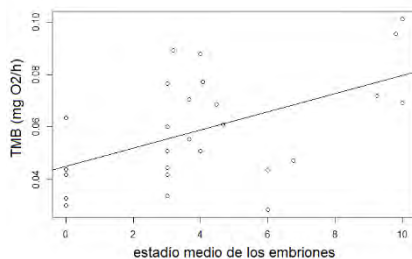


Fig. 3. Tasa metabólica basal (TMB) y estadio medio de los embriones.

Discusión

Los resultados obtenidos en el presente trabajo demuestran la influencia de la preñez sobre el metabolismo. Tanto el número de embriones como el estadio medio de estos provocan cambios sobre la tasa metabólica basal de hembras de *C. decemmaculatus*, especie muy utilizada como indicadora en las evaluaciones y monitoreos ecotoxicológicos.

Si bien es conocido que para realizar bioensayos es conveniente utilizar animales de tamaño similar, los resultados que obtuvimos demuestran que tanto determinar si las hembras están preñadas como también conocer el número y estadios de desarrollo de los embriones resulta beneficioso para interpretar la variabilidad en las tasas metabólicas y determinar el efecto concreto de variables de interés que se deseen evaluar.

Nuestros resultados coinciden con estudios recientes (Wunderlich et al., 2015) en los que se ha observado como en una especie de pez ovíparo (*Plagioscion squamosissimus*) la preñez tiene consecuencias en la actividad de una

enzima EROD, de interés en estudios ecotoxicológicos. La escasez de estudios relacionando a los biomarcadores ecotoxicológicos con variables reproductivas resalta su importancia como variable a tener en cuenta.

A futuro sería provechoso poder estimar las consecuencias de la preñez en otros biomarcadores ecotoxicológicos sobre *C. decemmaculatus*.

Referencias

- Auer, S.K., Salin, K., Anderson, G.J., Metcalfe, N.B. y Auer, S.K. 2015. Aerobic scope explains individual variation in feeding capacity. *Biol. Lett.* 11, 1–3.
- Haynes, J.L. 1995. Standardized Classification of Poeciliid Development for Life-History Studies. *Copeia* 147–154.
- Wunderlich, A.C., Silva, R.J., Zica, É.O.P. y Rebelo, M.F., Parente, T.E.M., Vidal-Martínez, V.M. 2015. The influence of seasonality, fish size and reproductive status on EROD activity in *Plagioscion squamosissimus*: Implications for biomonitoring of tropical/subtropical reservoirs. *Ecol. Indic.* 58, 267–276.



CICLO REPRODUCTIVO DE HEMBRAS DE *CNESTERODON DECEMMACULATUS* EN UN RIO SERRANO DE LA CUENCA DEL RIO SUQUIA

Juan Brito¹, Alejo Bonifacio^{1,2}, Micaela Zambrano^{1,2}, Gisela Rautenberg^{1,2} y Andrea Hued^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Cátedra de Diversidad Biológica IV. Córdoba, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA). Córdoba, Argentina.
Email: jmbrito07@gmail.com

RESUMEN

El presente trabajo se propuso determinar el ciclo reproductivo anual de *Cnesterodon decemmaculatus*. Los parámetros que permitan su descripción podrán ser utilizados como indicadores de la calidad de los sistemas donde habita. Sobre un arroyo afluente del río Yuspe, (cuenca del Río Suquia) se recolectaron 15 hembras adultas con frecuencia mensual durante un período de 12 meses. Conjuntamente se tomaron muestras de agua para medir parámetros físico-químicos y calcular un Índice de Calidad de Agua. Además se midió la temperatura *in-situ*. Los peces fueron transportados al laboratorio. Fueron medidos y pesados para la estimación de Índices Somáticos: Factor de Condición de Fulton (K), Índice Hepatosomático (IHS) y Gonadosomático (IGS). Los resultados demostraron la alta calidad del agua del sitio estudiado. La condición general de los peces, estimada por el K, se mantuvo estable y sin variaciones a lo largo de todo el año. El IHS fue mayor en los meses de estación seca, en contraposición al IGS, estando desfasados ambos índices a lo largo del año. Esto se relaciona con las funciones específicas del hígado durante la reproducción.

Palabras claves: REPRODUCCIÓN, GÓNADA, INDICES SOMATICOS.

Introducción

Entre las especies ícticas de Argentina que han sido utilizadas como bioindicadores se destaca el "Orillero" *Cnesterodon decemmaculatus*, un pequeño pez neotropical de amplia distribución en Argentina. En el año 2005, Hued y Bistoni indicaron que esta especie en estado natural, se presenta como tolerante ante condiciones de degradación en la calidad del agua de la cuenca del Río Suquia (Córdoba, Argentina), dado que es posible encontrarla tanto en ambientes prístinos como contaminados. A su vez estos autores incluyeron la abundancia de este orillero en un Índice Biótico diseñado específicamente para la cuenca del Río Suquia y cuya aplicación permite evaluar la calidad del recurso acuático. Por otra parte, en los últimos años ha sido utilizado de manera exitosa como modelo de laboratorio para evaluar el efecto tóxico de diversas sustancias, tanto en ensayos de toxicidad aguda como crónica (Mastrángelo and Ferrari, 2013; Bonifacio et al., 2016; Brodeur et

al., 2016). En este sentido, *C. decemmaculatus* presenta importantes ventajas para ser utilizada como modelo ecotoxicológico, a saber: amplia distribución dentro de la región neotropical, alta abundancia en los cuerpos de agua donde habita y fácil mantenimiento en condiciones de laboratorio.

Este orillero se caracteriza por presentar dimorfismo sexual. En los machos, al igual que en el resto de los poecilidos, la aleta anal se modifica en una estructura compleja llamada gonopodio, órgano intromitente que es usado para la transferencia de esperma durante la cópula. La fecundación es interna y de acuerdo a Lorier y Berois (1995), la gestación es intrafolicular y prolongada. Por su parte Lorier y Berois, (1997), describieron la morfología del aparato genital femenino y las estructuras que relacionan al embrión con la madre, así como su evolución durante la gestación, haciendo su aporte a través de las características histológicas de las mismas.

El ciclo reproductivo anual de cada especie se desarrolla adaptativamente para que la progenie se desarrolle en un ambiente ideal, cuando la probabilidad de supervivencia tiende a ser máxima. Por otra parte, dicho ciclo es regulado estrechamente por el medio externo a través de acciones sobre el eje hipotálamo-hipofisario-gonadal y puede alterarse si las condiciones ambientales, como la calidad del agua, desmejoran.

Dadas las ventajas mencionadas que *C. decemmaculatus* presenta para ser utilizada como modelo ecotoxicológico, y debido al conocimiento parcial sobre aspectos de su biología reproductiva, se planteó como objetivo caracterizar el ciclo reproductivo anual de esta especie. Los parámetros que permitan describirlo, podrán ser utilizados como biomarcadores que indiquen cambios en la calidad de los recursos acuáticos donde habita la especie.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los muestreos se llevaron a cabo con frecuencia mensual en un arroyo afluente del río Yuspe, localizado a la altura del Puente Zuviría perteneciente a la cuenca del Río Suquia. Esta área se caracteriza por sus aguas de calidad *quasi* prístina (Zambrano et al., 2018).

Determinación de la temperatura

Al comienzo de nuestros estudios se colocó un registrador de datos (HOBO® datalogger) en el sitio de muestreo, el cual registró *in situ* la temperatura a lo largo del año con una frecuencia de diez minutos.

Determinación de la calidad del agua

En cada muestreo se tomó una alícuota de agua que fue trasladada al laboratorio para medir los siguientes parámetros físicos y químicos según técnicas estándar (APHA, 1998): dureza (mg/L), amonio (mg/L), nitritos (mg/L), nitratos (mg/L), cloruros (mg/L), magnesio (mg/L), sulfatos (mg/L), sólidos disueltos y totales (mg/L) y coliformes totales (MPN/100ml). A partir de estas variables, se calculó el Índice de Calidad del Agua (ICA); este índice arroja un valor que varía de 0 a 100%, indicando este último valor una calidad de agua ideal.

Recolección de *C. decemmaculatus*

En cada muestreo se recolectaron 15 hembras adultas de *C. decemmaculatus*, las cuales fueron trasladadas vivas al laboratorio y posteriormente sacrificadas mediante decapitación.

Procesamiento y análisis de muestras

Para cada hembra se registraron los siguientes parámetros: longitud estándar (LE), peso total (PT), peso de hígado (PH) y peso de la gónada (PG). A partir de los parámetros mencionados anteriormente se determinó el estado de salud general de cada una, a través del cálculo del Factor de Condición de Fulton (K). Además se estimó el Índice Gonadosomático, que relaciona el peso de la gónada con el peso total del individuo y el Índice Hepatosomático que relaciona el peso del hígado con el peso total.

Análisis estadístico

Para determinar si existían diferencias significativas en los parámetros biológicos estimados entre época de muestreo se realizaron análisis de varianza. Dichos análisis estadísticos se efectuaron utilizando el software InfoStat Versión 2011 (Di Rienzo et al., 2011).

Resultados

En la figura 1, se observa que el IGS manifestó un aumento paulatino pasado el octavo mes de muestreo, correspondiente a finales de julio; y a medida que se aproxima la época lluviosa (Octubre) se produce un aumento drástico del mismo, llegando a un pico máximo en los primeros y últimos muestreos, que corresponden al verano. Posteriormente comienza a descender nuevamente hasta la llegada del otoño en donde se mantiene estable en valores bajos. Por su parte, el IHS presentó un pico máximo en el noveno muestreo, correspondiente a principios de septiembre; después del cual desciende hasta el mes de diciembre. Con respecto al K se mantuvo estable y sin variaciones significativas a lo largo de todo el año.

Los resultados obtenidos para cada parámetro físico y químico se emplearon para el cálculo del ICA, el cual presentó valores elevados cercanos al 90% en todos los meses, siendo Mayo el que obtuvo el valor más bajo cercano a 80%. Estos resultados demuestran la alta calidad del agua que caracteriza al área de estudio.

En relación a la temperatura, se observó que el patrón de variación del IGS de las hembras analizadas se relaciona con el patrón de variación de la temperatura (Figura 2).

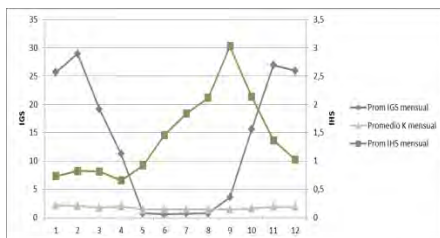


Fig. 1. Índice gonadosomático (IGS), hepatosomático (IHS) y Factor de Condición de Fulton (K) por mes de muestreo.

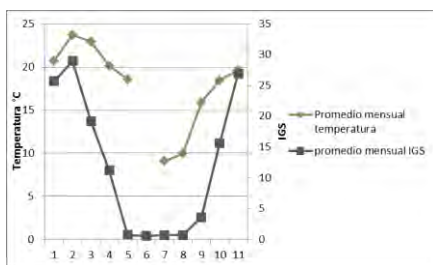


Fig. 2. mensuales de IGS y temperatura.

Discusión

El ciclo reproductivo anual de *C. decemmaculatus*, evoluciona de manera cíclica a lo largo del año, como queda demostrado a través de los resultados ofrecidos por los parámetros biológicos medidos.

-Dado que las hembras preñadas deben destinar una gran parte de sus recursos energéticos a los embriones en desarrollo (Lorier y Berois, 1995), las gónadas experimentaron cambios a lo largo de su ciclo reproductivo, lo cual se evidenció a través de la estimación de IGS.

Por su parte, el IHS es mayor en los meses de estación seca, en contraposición al IGS, estando desfasados ambos índices a lo largo del año. Esto se debe a que el hígado se encuentra estrechamente relacionado a la función reproductiva puesto que es el encargado de sintetizar vitelogenina, importante proteína vinculada al vitelo, que servirá para la nutrición de los futuros embriones. Por ello los picos de mayor actividad del hígado se vinculan netamente a períodos pre-reproductivos, que posibilitan el gran desarrollo ovocitario.

Referencias

- APHA. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Washington, DC.
- Bonifacio, A.F., Cazenave, J., Bacchetta, C., Ballesteros, M.L., de los Ángeles Bistoni, M., Amé, M.V., Bertrand, L. y Hued, A.C. 2016. Alterations in the general condition, biochemical parameters and locomotor activity in *Cnesterodon decemmaculatus* exposed to commercial formulations of chlorpyrifos, glyphosate and their mixtures. *Ecol. Indic.* 67, 88–97.
- Brodeur, J.C., Malpel, S., Anglesio, A.B., Cristos, D., D'Andrea, M.F. y Poliserpi, M.B. 2016. Toxicities of glyphosate- and cypermethrin-based pesticides are antagonic in the tenspotted livebearer fish (*Cnesterodon decemmaculatus*). *Chemosphere* 155, 429–435.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. 2014. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.
- Hued, A.C. y Bistoni, M.D.L.A. 2005. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia* 279–298.
- Lorier, E. y Berois, N. 1995. Reproducción y nutrición embrionaria en *Cnesterodon decemmaculatus* (Teleostei: Poeciliidae). *Rev. Bras. Biol.* 55, 27–44.
- Mastrángelo, M. y Ferrari, L. 2013. *Cnesterodon decemmaculatus* juveniles as test organisms in toxicity assessment: cadmium case. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 91, 49–54.
- Zambrano, M. J., Rautenberg, G. E., Bonifacio, A. F., Filippi, I., Amé, M. V., Bonansea, R. I. y Hued, A. C. 2018. Effects of water quality on aspects of reproductive biology of *Cnesterodon decemmaculatus*. *Science of The Total Environment*, 645, 10-21.



Evaluación de la sensibilidad del caracol manzana *Pomacea canaliculata* al plaguicida de última generación spirotetramat

Laura Cornaglia¹, Constanza Mulreedy¹, Fernando Spaccesi¹, Karine Delevati Colpo¹
y Sabrina Lavarías¹

¹ Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (UNLP-CONICET) – Boulevard 120 y 60, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.

Email: lauracornaglia@gmail.com

RESUMEN

El desarrollo de mecanismos de resistencia de los organismos plaga frente a los agrotóxicos ha incentivado el uso indiscriminado de los mismos provocando deterioro en los ecosistemas donde son aplicados. Esto ha llevado a la búsqueda de técnicas alternativas para el control de plagas como el uso de insecticidas de última generación, entre los cuales se destaca el spirotetramat. Este actúa inhibiendo la lipogénesis, afectando principalmente la reproducción y el crecimiento de los organismos. Debido a la escasa información disponible sobre el efecto de estos compuestos en especies no blanco, se calculó la sensibilidad del spirotetramat en el caracol de agua dulce *Pomacea canaliculata*. El valor de LC_{50} -96h fue 12,93 mg/l de STM. De acuerdo a este resultado *P. canaliculata* tendría una sensibilidad intermedia al plaguicida en relación a la de los organismos estudiados hasta el presente.

Palabras claves: PLAGUICIDAS – MOLUSCOS - LC_{50}

Introducción

Los bioindicadores son considerados una importante herramienta de diagnóstico para el estudio del impacto de diferentes contaminantes sobre la biota (Corteleszi y col., 2012). Los invertebrados generalmente suelen ser más sensibles que los peces y las aves a la mayoría de los plaguicidas, por lo que han sido propuestos como indicadores de la salud de los ambientes acuáticos (Ruaro y col., 2016). Entre ellos se destacan los moluscos debido a su amplia distribución, resistencia a la alta turbidez y salinidad (Khazri y col., 2015), capacidad de acumulación de plaguicidas y longevidad (Tendulkar y Kulkarni, 2012). El caracol manzana *Pomacea canaliculata* es originario de América del Sur y vive en ambientes de agua dulce lénticos y lóticos. Esta especie ha sido propuesta como un modelo bioindicador para varios contaminantes ambientales debido a su alta adaptabilidad a las condiciones ambientales adversas (Ferreira y Rodrigues Capítulo, 2017). Se introdujo en América del Norte y en Asia, pero desafortunadamente se convirtió rápidamente en un grave riesgo para el arroz y otros cultivos (Koch, 2013). Por otro lado, este caracol representa un riesgo para la salud humana debido a que está asociado con la

transmisión de meningoencefalitis eosinofílica (Lv y col., 2009). Todas estas razones contribuyen a hacer de este organismo un objetivo relevante para evaluar los efectos de varios plaguicidas (Martínez y col., 2017). Sin embargo la utilización indiscriminada de tales compuestos ha provocado en los organismos la inducción de mecanismos de resistencia hacia los plaguicidas tradicionales (Tang y col., 2018). Esta situación ha llevado a la búsqueda de otras alternativas con mayor especificidad que permita un manejo integrado de plagas más eficiente. Entre ellos se encuentra el spirotetramat (STM) que pertenece a una nueva clase de insecticidas con acción puntual sobre artrópodos fitófagos. El mecanismo de acción del STM es la inhibición de la síntesis de lípidos afectando principalmente el crecimiento y la reproducción (Chen y Stark, 2010). Debido a que los moluscos se caracterizan por un activo metabolismo lipídico que los ayudaría en su resistencia frente a los contaminantes y a que no hay reportes de su sensibilidad hacia el STM, el objetivo de este estudio fue calcular las dosis letales medias (LC_{50}) en el caracol *P. canaliculata*.

Materiales y métodos

Muestreo y mantenimiento de los caracoles

Caracoles adultos de *Pomacea canaliculata* se recolectaron manualmente de un humedal ubicado en el partido de Magdalena, provincia de Buenos Aires (35° 2'26.91"S 57°42'39.14"O), luego de la etapa reproductiva.

Los animales se mantuvieron en condiciones controladas de laboratorio durante por lo menos 2 semanas para su aclimatación en agua declarada con aireación constante, fotoperíodo natural, a 20± 2°C y alimentación *ad libitum* con lechuga 3 veces por semana (Giraud-Billoud y col., 2011).

Determinación de LC₅₀

Para los bioensayos se seleccionaron organismos hembra debido a su activo metabolismo lipídico. Se pesaron (16 ± 4,5 gr) y se midió el largo del opérculo (41,5 ± 10,8 mm). La determinación sexual se realizó según la morfología diferencial del opérculo descrita por Cazzaniga (1990).

Se preparó una solución madre de STM (Movento® Bayer) con acetona como solvente (100 mg/ml) a partir de la cual se realizaron 5 diluciones seriadas de STM (5; 12,5; 31,3; 78 y 195,3 mg/l). Se distribuyeron aleatoriamente 3 caracoles por frasco de vidrio de 2,5 l con las diferentes concentraciones de STM en agua declarada y además se agregó un grupo control sin el plaguicida. Se realizaron 3 réplicas por tratamiento. El tiempo de exposición fue de 4 días durante el cual los organismos se mantuvieron a 20± 2°C, en condiciones de ayuno, fotoperíodo natural y sin aireación. Cada 24 horas se registró la mortalidad, se retiraron los caracoles muertos y se recambió el medio de exposición.

Se calculó el valor de LC₅₀ usando el método Probit versión 1.5 (US, EPA) descrito por Finney (1971).

Resultados

La Fig. 1 muestra el efecto del STM sobre la supervivencia de las hembras adultas de *P. canaliculata*. No se observó mortalidad en los animales control. Como era de esperar la sensibilidad del caracol al STM incrementó con el tiempo de exposición.

La concentración de 5 mg/l resultó subletal a las 96h. Por el contrario a las 24h se comenzó a registrar mortalidad a partir de 78,5 mg/l de STM, mientras que la concentración 12,5 mg/l del plaguicida afectó la supervivencia a las 48h de exposición. No hubo supervivencia en los

organismos expuestos a la mayor concentración luego de las 48h.

Las concentraciones letales (LC₅₀) del STM se muestran en la Tabla 1. Como puede observarse hubo una relación inversa entre el tiempo de exposición y el valor de la concentración letal media. La variación entre los valores de LC₅₀ para el STM a las 24 y 96 hs fue de 89,9 %.

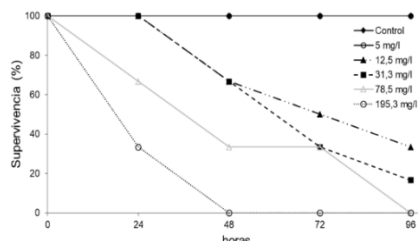


Fig. 1. Efecto del STM sobre la supervivencia de caracoles hembras adultas de *P. canaliculata* expuestos durante 96 horas.

Tabla 1. Valores de LC₅₀ de caracoles expuestos al STM.

Tiempo (horas)	LC ₅₀ (STM mg/l)
24	127,76 (83,44-247,1)
48	37,01 (22,24-62,81)
72	21,77 (11,75-37,48)
96	12,93 (8,23-19,69)

Concentraciones letales medias con límites de confianza del 95%.
Ecuación del análisis de Probit y = 216,1e^{-0,03x}, R² = 0,947

Estos resultados brindaron información para el diseño de bioensayos a concentraciones subletales del STM. El objetivo de estos estudios es evaluar su efecto sobre diversos parámetros bioquímicos que podrían utilizarse como posibles biomarcadores de contaminación en ambientes expuestos a este nuevo plaguicida.

Discusión

La incorporación de nuevas estrategias para el control integrado de plagas promueve la necesidad de evaluar el riesgo ecotoxicológico de estos compuestos en los ambientes vulnerables (EFSA 2013). Para ello es fundamental analizar la sensibilidad de los organismos que forman parte de los ecosistemas donde son aplicados. En nuestro país se comenzó a utilizar el STM y hasta la actualidad no hay datos registrados sobre su efecto en la comunidad autóctona. De acuerdo a estos resultados el caracol *P. canaliculata* presenta una sensibilidad intermedia si se lo compara con otros organismos acuáticos. El valor de LC₅₀ del caracol manzana es mayor que el del sapo chino

Bufo bufo gargarizans con un valor de LC₅₀ -96h de 6,45 mg/l de STM (Yin et al., 2014). Sin embargo estudios realizados por Chen y Stark (2010) en cladóceros *Ceriodaphnia dubia* mostraron que estos organismos tienen una tolerancia similar a los caracoles (LC₅₀ -48h 23,77 mg/l). Por otro lado, el valor de LC₅₀-120h de 12,3 mg/l de STM calculado para el áfido *Aphis gossypii* (Gong y col, 2016) mostraría que *P. canaliculata* sería un poco más sensible que este organismo al plaguicida. Este dato tiene suma importancia ya que este fitófago es un organismo de interés para el control de plagas en los cultivos. También los autores observaron que la fecundidad de los áfidos del algodón se afectó tanto a concentraciones letales como subletales del STM en diferentes grados, reduciéndose significativamente a la concentración LC₅₀ al quinto día de exposición en comparación con el control (Gong y col, 2016). Por lo tanto sería interesante seguir estudiando su efecto sobre diversos parámetros reproductivos en *P. canaliculata*. De esta manera se espera poder predecir las consecuencias ecológicas de este nuevo plaguicida y evaluar el potencial uso de esta especie como indicadora de contaminación.

Conclusiones

El presente trabajo representa el primer reporte del efecto del STM sobre moluscos. El caracol *P. canaliculata* presenta una sensibilidad intermedia en comparación a otros organismos acuáticos.

Agradecimientos

El presente trabajo fue desarrollado en el Laboratorio de Bentos, Instituto de Limnología Dr. Raul Ringuelet, y financiados por el Proyecto PIP CONICET 2014-0570 y el N 869 de FCNyM-UNLP Director A. Rodrigues Capítulo.

Referencias

Cazzaniga, N.J., 1990. Sexual dimorphism in *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). *Veliger*, 33:384-388.

Chen, X. D. y Stark, J. D. 2010. Individual and population level toxicity of the insecticide, spirotetramat and the agricultural adjuvant, Destiny to the Cladoceran, *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicology*, 19:1124-1129.

Cortelezzi, A., Sierra M. V., Gómez N., Marinelli C. and Rodrigues Capítulo A. 2012. Macrophytes, epipelic biofilm, and invertebrates as biotic indicators of physical hábitat degradation of lowland streams (Argentina). *Environ Monit Assess*, 185:5801-5815.

EFSA (European Food Safety Authority). 2013. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance spirotetramat. *EFSA Journal*, 11(6):3243.

Ferreira, A.C., Rodrigues Capítulo, A., 2017. Growth and survival of juvenile *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) in plain streams associated to different land uses. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 52, 95-102.

Finney, D.J., Probit Analysis, third ed. Cambridge University Press, London, UK, 1971.

Giraud-Billoud, M., Abud, M.A., Cueto, J.A., Vega, I.A., Castro Vázquez, A., 2011. Uric acid deposits and estivation in the invasive apple snail, *Pomacea canaliculata*. *Comp. Biochem. Physiol.*, Part A 158: 506-512.

Gong, Y.H., Shi, X. Y., Desneux, N. y Gao, X. W. 2016. Effects of spirotetramat treatments on fecundity and carboxylesterase expression of *Aphis gossypii* Glover. *Ecotox.*, 25:655-63.

Khazri B, Sellami M, Dellali C, Corcellas E, Eljarrat D, Barceló E, Mahmoudi. 2015. Acute toxicity of cypermethrin on the freshwater mussel *Unio gibbus*. *Ecotoxicol Environ Saf.*, 115: 62-66.

Koch, E., Altamirano, J. C., Covaci, A., Lana, N. B. y Ciocco, N. F. 2013. Should apple snail *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda, Ampullariidae) be used as bioindicator for BDE. *Environ Sc Poll Res.* 21(1):76-765.

Lv, S., Zhang, Y., Liu, H.X., Hu, L., Yang, K., Steinmann, P., Chen, Z., Wang, L.Y., Utzinger, J., Zhou, X.N., 2009. Invasive snails and an emerging infectious disease: results from the first national survey on *Angiostrongylus cantonensis* in China. *PLOS. Negl. Trop. Dis.*, 3: 368-375.

Martínez, M.L., Piol, M.N., Sbarbati Nudelman, N., Verrengia Guerrero, N.R., 2017. Tributyltin bioaccumulation and toxic effects in freshwater gastropods *Pomacea canaliculata* after a chronic exposure: field and laboratory studies. *Ecotoxicol.*, 26: 691-701.

Ruaro R, Gubiani EA, Cunico AM, Moretto Y, Piana PA. 2016. Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environ. Monitor. Assess.*, 188:45-57.

Tang, W., Wang, D., Wang, J., Wu, Z., Li, L., Huang, M., Xu, S. y Yan, D. 2018. Pyrethroid pesticide residues in the global environment: An overview. *Chemosphere*, 191:990-1007.

Tendulkar M, Kulkarni A. 2012. Cypermethrin-Induced Toxic Effect on Glycogen Metabolism in Estuarine Clam, *Marcia opima* (Gmelin, 1791) of Ratnagiri Coast, Maharashtra. *J Toxicol.* Article ID 576804.

Yin, X., Yu, S. J., Zhu, G. N., Wu, M. H. y Mao, C. 2014. Effects of spirotetramat on the acute toxicity, oxidative stress, and lipid peroxidation in chinese toad *Bufo bufo gargarizans* tadpoles. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 37:1229-1235.



Evaluación de biomarcadores de estrés oxidativo en el cíclido *Australoheros facetus* expuesto al fungicida azoxistrobina

Andrea C. Crupkin^{1,2}, Ariana B. Fulvi³, Fernando G. Iturburu¹, Julieta Mendieta⁴, Ana M. Panzeri⁵ y Mirta L. Menone¹

¹ Laboratorio de Ecotoxicología, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Mar del Plata, Dean Funes 3350 (7600) Mar del Plata, Argentina.

² Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Calle 526 entre 10 y 11, C.P. 1900 La Plata, Argentina.

³ Laboratorio de Ecotoxicología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Dean Funes 3350 (7600), Mar del Plata, Argentina.

⁴ Instituto de Investigaciones Biológicas (IIB), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Mar del Plata.

⁵ Laboratorio Genética, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Dean Funes 3250 (7600) Mar del Plata, Argentina.

Email: acrupkin@mdp.edu.ar

RESUMEN

Azoxistrobina (AZX) es un fungicida estrobilurínico sistémico de amplio espectro que inhibe la respiración mitocondrial. Existen escasos estudios sobre posibles efectos en organismos no blanco. El objetivo del trabajo fue evaluar biomarcadores de estrés oxidativo y de genotoxicidad en el cíclido nativo *Australoheros facetus* expuesto a AZX. Se realizó un bioensayo agudo (48 h) con peces adultos ($n=6$) expuestos a 0, 0,05, 0,5, 5 y 50 $\mu\text{g/L}$ AZX, formulado comercial, AMISTAR®. Se extrajo sangre para evaluar daño al ADN mediante micronúcleos (MN), e hígado y branquias para evaluar estrés oxidativo. Se observó un aumento significativo de catalasa a 0,5 $\mu\text{g/L}$, de malondialdehído en hígado, H_2O_2 en branquias y MN en sangre a 50 $\mu\text{g/L}$ AZX. Estos resultados evidencian que el daño celular observado podría tener como mecanismo subyacente al estrés oxidativo inducido por concentraciones relevantes ambientalmente de AZX, lo que alerta sobre las posibles consecuencias en la biota acuática.

Palabras claves: BIOMARCADORES - ORGANISMOS NO BLANCO - FUNGICIDAS

Introducción

La azoxistrobina (AZX) es un fungicida sistémico cuyo mecanismo de acción es la inhibición de la cadena respiratoria mitocondrial, generando estrés oxidativo en el hongo objetivo (Bartlett et al., 2002). Las concentraciones de AZX detectadas en diferentes cuerpos de agua superficiales del mundo oscilan entre 0,3 $\mu\text{g/L}$ y 30 $\mu\text{g/L}$ (Han et al., 2016; Berenzen et al., 2005). En Argentina, se han registrado concentraciones de AZX de 0,56 $\mu\text{g/L}$ en la Laguna La Brava (Prov. Bs. As.) y en el Río Ctalamochita (Prov. Córdoba) (Corcoran et al., 2017).

Se ha demostrado que la AZX genera estrés oxidativo en organismos acuáticos no blanco como la macrófita *Myriophyllum quitense* (Garanzini y Menone, 2015). Por otro lado, genera daño al ADN en la especie modelo zebrafish (*Danio rerio*) (Han et al., 2016) y en la especie autóctona *Australoheros facetus* (Crupkin et al., 2018).

Teniendo en cuenta el gran incremento en la utilización de agroquímicos y su impacto en los ambientes dulceacuícolas, y comprendiendo la importancia que tienen los biomarcadores como sistemas de alarma temprana, el objetivo de este trabajo fue evaluar biomarcadores de estrés oxidativo y de genotoxicidad en el cíclido nativo *Australoheros facetus* expuesto a concentraciones ambientalmente relevantes de azoxistrobina.

Metodología

Exposición de los peces

Se realizó un bioensayo de exposición aguda (48 h) de peces adultos ($n=6$ por tratamiento) de talla y pesos similares (longitud total promedio (\pm DS): $7,95 \pm 1,4$ cm; peso promedio (\pm DS): $13,2 \pm 6,4$ g) a 0 (Control negativo C (-)), 0,05, 0,5, 5 y 50 $\mu\text{g/L}$ AZX del formulado comercial AMISTAR®,

utilizando peceras de 30 L. Se extrajeron muestras de sangre para determinar parámetros de genotoxicidad y muestras de hígado y branquias para determinar estrés oxidativo (parámetros enzimáticos y no enzimáticos).

Preparación de extractos y medición de actividades enzimáticas y parámetros no enzimáticos.

La extracción de enzimas antioxidantes citosólicas se realizó siguiendo metodologías estandarizadas en organismos animales con modificaciones realizadas por Crupkin et al. (2013). Las actividades enzimáticas de glutathion-S-transferasa (GST), catalasa (CAT) y superóxido dismutasa (SOD) se analizaron mediante espectrofotometría.

Se cuantificó el contenido de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y se determinó la peroxidación lipídica (LPO) mediante la medición de la formación de sustancias reactivas del ácido tiobarbitúrico (TBARs) (Crupkin et al., 2013).

Parámetros de genotoxicidad

El material utilizado fue teñido con solución Giemsa 15% por 10 min, posterior a la fijación con metanol. Se analizaron 2000 eritrocitos (1000 por frotis) de cada individuo para determinar la frecuencia de micronúcleos (MN) y de otras anomalías nucleares (AN: núcleos globulares, lobulados y dentados). Los MN se consideraron siempre por separado de otras AN según Carrasco et al. (1990), y ambos fueron

expresados como número de MN o AN cada 1000 células (%).

Resultados y Discusión

Parámetros enzimáticos y no enzimáticos

En el hígado, se observó un aumento significativo de CAT a 0,5 $\mu\text{g/L}$ AZX respecto al control ($p < 0,05$). A mayores concentraciones los niveles de CAT retornaron a los niveles basales (Fig. 1). Simultáneamente, los niveles de MDA se incrementaron de forma significativa a 50 $\mu\text{g/L}$ AZX ($p < 0,05$) respecto al control (Fig. 1).

No se observaron cambios significativos en GST, SOD y H_2O_2 ($p > 0,05$) (Fig. 1).

La inducción de CAT en hígado refleja la respuesta antioxidante de las células hepáticas expuestas a AZX. Los resultados obtenidos para *A. facetus* también se han observado en otras especies de peces como *Ctenopharyngodon idella* a concentraciones y tiempos de exposición similares (Liu et al., 2013) o incluso mayores como en *Danio rerio* (Cao et al., 2018). Como no se observó aumento de H_2O_2 en hígado, el aumento en la peroxidación lipídica podría deberse a la formación de otras especies reactivas de oxígeno (ROS), como el radical oxhidrilo ($OH\cdot$) (Han et al., 2016).

Asimismo, resultados similares en la inducción de CAT y aumento de MDA se han observado en la macrófita *Myriophyllum quitense* a 50 $\mu\text{g/L}$ (Garanzini y Menone, 2015).

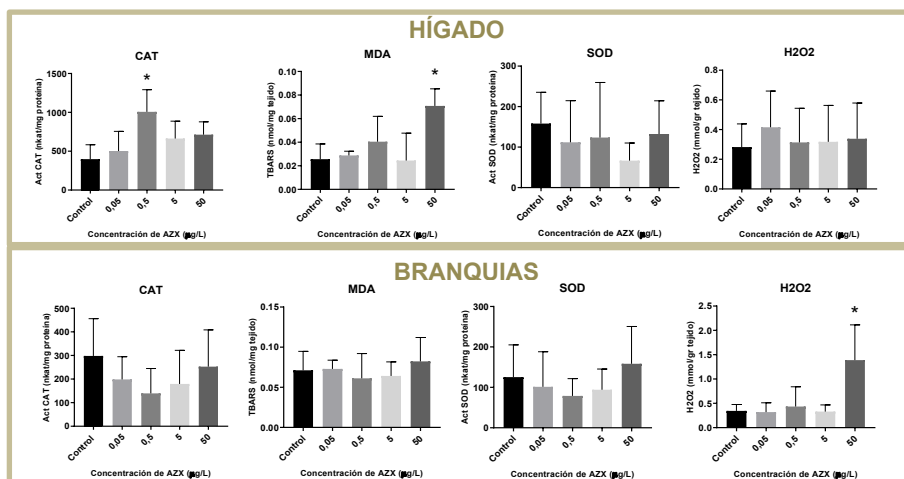


Fig. 1. Actividad enzimática (nkat/mg proteína), contenido de peróxido de hidrógeno (mmol/gr tejido) y sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico (nmol/mg tejido) en hígado y branquias de *A. facetus* expuesto a AZX. * Indica diferencias estadísticamente significativas respecto al control (-) ($p < 0,05$).

En las branquias, sólo se observó un incremento significativo de los niveles de H_2O_2 a 50 $\mu g/L$ AZX ($p < 0,05$). Dado que las branquias están en contacto directo con el medio acuático y sus contaminantes, y que el modo de acción de AZX es la inhibición de la cadena respiratoria y la consecuente producción de ROS, el aumento de H_2O_2 en branquias de *A. facetus* podría atribuirse a un mecanismo similar.

Parámetros de genotoxicidad

Sólo se observó un incremento significativo en la frecuencia de MN a 50 $\mu g/L$ AZX respecto al control ($p < 0,05$) (Tabla 1). Estos resultados demuestran la genotoxicidad de AZX en eritrocitos de *A. facetus*, como también se ha observado en la especie *Danio rerio* (Han et al., 2016). Estudios previos en *A. facetus* demostraron un incremento del índice de daño medido por ensayo cometa a 50 $\mu g/L$ AZX (Crupkin et al., 2018). Esto indicaría que el aumento de MN podría atribuirse a la clastogenicidad de la AZX.

Tabla 1. Micronúcleos (MN‰) y Anormalidades Nucleares (AN‰) en eritrocitos de *A. facetus*

Tratamiento	MN/ ‰	AN/ ‰
Control (-)	0,16 \pm 0,25	10,77 \pm 4,55
0,05 $\mu g/L$	0,49 \pm 0,98	17,62 \pm 11,74
0,5 $\mu g/L$	1,15 \pm 0,85	23,97 \pm 12,79
5 $\mu g/L$	1,07 \pm 1,07	28,20 \pm 12,29
50 $\mu g/L$	2,67 \pm 2,31*	22,37 \pm 15,88

expuesto a AZX ($\mu g/L$).

Control (-): control negativo. * Indica diferencias estadísticamente significativas respecto al control negativo con Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

Conclusiones

Concentraciones ambientales de AZX provocaron estrés oxidativo y genotoxicidad en *A. facetus*. Estos resultados alertan sobre el riesgo ecológico sobre la biota acuática.

Agradecimientos

El presente trabajo se desarrolló con el financiamiento parcial de PICT 2017- 0980, UNMDP EXA899/18 y EXA900/18.

Referencias

Bartlett, D.W., Clough, J.R., Godwin, A., Hall, A., Hamer, M. y Parr-Dobrzanski, B. 2002. The strobilurin fungicides. *Pest Management Science*, 58:649-662.

Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., Probst, M., Schulz, H., Schulz, R. y Liess, M.A. 2005. Comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. *Chemosphere*, 58:683-691.

Cao, F., Wu, P., Huang, L., Li, H., Qian, L., Pang, S. y Qiu, L., 2018. Short-term developmental effects and potential mechanisms of azoxystrobin in larval and adult zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology*, 198:129-140.

Carrasco, K.R., Tilbury, K.L. y Myers, M.S. 1990. Assessment of the piscine micronucleus test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47:2123-2136.

Corcoran, S., Menone, M.L., Amé, M.V., Lukaszewicz, G., Garanzini, D., Iturburu, F.G. y Metcalfe, C. 2017. Detection of current use pesticides in Argentinian surface waters using polar organic chemical integrative samplers (POCIS). *SETAC Latin America 12th Biennial Meeting*, Santos, 78.

Crupkin, A.C., Carriquiriborde, P., Mendieta, J., Panzeri, A.M., Ballesteros, M.L., Miglironza, K.S.B. y Menone, M.L. 2013. Oxidative stress and genotoxicity in the South American cichlid, *Australoheros facetus*, after short-term sublethal exposure to endosulfan. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 105:102-110.

Crupkin, A., Iturburu, F., Fulvi, A., Uriarte F. y Menone, M. 2018. Evaluación de biomarcadores hematológicos y del daño al ADN en el cíclico *Australoheros facetus* expuesto al fungicida azoxistrobina. VII Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental, San Luis, 252.

Han, Y., Liu, T., Wang, J., Zhang, C. y Zhu, L. 2016. Genotoxicity and oxidative stress induced by the fungicide azoxystrobin in zebrafish (*Danio rerio*) livers. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 133:13-19.

Garanzini, D.S. y Menone, M.L. 2015. Azoxystrobin causes oxidative stress and DNA damage in the aquatic macrophyte *Myriophyllum quitense*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94:146-151.

Liu, L., Jiang, C., Wu, Z.Q., Gong, Y.X. y Wang, G.X., 2013. Toxic effects of three strobilurins (trifloxystrobin, azoxystrobin and kresoxim-methyl) on mRNA expression and antioxidant enzymes in grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) juveniles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98:297-302.



Evaluación de posibles efectos subletales en el pez *Jenynsia multidentata* expuesto experimentalmente al fungicida Tebuconazol

Lorenzo C. Dambrosio¹, Fernando G. Iturburu² y Mirta L. Menone²

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (FCEyN, UNMDP). Dean Funes 3350 (B7602AYJ), Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FCEyN), UNMDP-CONICET. Dean Funes 3350 (CC7600), Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
Email: mirta.menone@gmail.com

RESUMEN

El Tebuconazol es un fungicida triazólico utilizado ampliamente en Argentina, principalmente en cultivos anuales extensivos. Debido a que este compuesto puede llegar a cuerpos de agua aledaños, el objetivo del presente trabajo fue evaluar los posibles efectos subletales (daño al ADN y modificación de la actividad de acetilcolinesterasa) en el pez nativo *Jenynsia multidentata* expuesto al fungicida Tebuconazol. Los resultados obtenidos indican efectos genotóxicos luego de 48 hs a una concentración de 0,05 µg/L de Tebuconazol, sin verse afectada la actividad de acetilcolinesterasa en ninguna de las concentraciones evaluadas. Los resultados resultan importantes debido a que concentraciones de relevancia ambiental de Tebuconazol producen efectos genotóxicos en esta especie nativa.

Palabras claves: ESPECIES NATIVAS – AGROQUÍMICOS - GENOTOXICIDAD

Introducción

La utilización de plaguicidas sobre cultivos y sus posibles efectos sobre organismos que habitan los agroecosistemas genera preocupación y merece ser estudiado desde el punto de vista ecotoxicológico. Las prácticas agrícolas han incorporado productos químicos con el objetivo de incrementar la productividad de los cultivos, provocando el uso generalizado de plaguicidas procesos de contaminación ambiental y riesgos para la salud. Entre los distintos grupos de plaguicidas, los fungicidas azólicos resultan de importancia debido a su amplia aplicación en Argentina, principalmente en cultivos anuales extensivos (Ministerio de Economía y Finanzas Públicas, 2016). En particular, el Tebuconazol es un fungicida triazólico utilizado en más de 25 cultivos diferentes (Fisun & Goc Rasgele, 2009). A partir de su utilización en la agricultura, se ha demostrado que los fungicidas de esta familia pueden llegar a los cuerpos de agua dulce aledaños a los cultivos, detectándose los mismos tanto en la región pampeana como en otros lugares del mundo (Pérez et al., 2017). La presencia de este tipo de compuestos en los cuerpos de agua puede ser causal de diversos efectos en la biota que habita el ecosistema

acuático, tanto efectos letales como subletales, y en este último caso pudiendo expresarse a nivel molecular, bioquímico, fisiológico y genético. La utilización de biomarcadores en peces permite caracterizar la exposición, peligro y riesgo por contaminación, la detección temprana de los efectos y daños previamente mencionados, así como el monitoreo de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos (van der Oost et al., 2003). Puntualmente, el daño al ADN es considerado como un efecto biológico temprano el cual puede afectar estructuras y funciones biológicas y llevar a problemas tanto reproductivos como citogénicos (Anderson et al., 1994), es por esto que la utilización de técnicas que cuantifiquen este efecto (por ejemplo ensayo de micronúcleos y ensayo "cometa") han cobrado relevancia en el campo de la ecotoxicología. Por otra parte, se ha evidenciado que distintos grupos de plaguicidas pueden afectar la transmisión del impulso nervioso interfiriendo en la degradación del neurotransmisor acetilcolina, particularmente afectando la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE, Guilhermino et al., 1998), pudiendo evaluarse este efecto mediante la cuantificación de su actividad.

En base a lo expresado anteriormente resulta de gran importancia comenzar a conocer los posibles efectos de estos compuestos ampliamente utilizados que puedan llegar a los cuerpos de agua y afectar las especies nativas que allí habitan. De este modo, el objetivo del presente trabajo es evaluar los posibles efectos subletales (daño al ADN y neurotoxicidad) en el pez nativo *Jenynsia multidentata* expuesto al fungicida Tebuconazol.

Materiales y métodos

Modelo de estudio: Se seleccionó a la especie ictícola *Jenynsia multidentata*, debido a que es representativa de cuerpos de agua superficiales del centro del país, y sobre la que otros grupos de investigación también ya han generado datos ecotoxicológicos (Roggio et al., 2014).

Diseño experimental: Se realizó un bioensayo en condiciones estáticas y de exposición aguda (48 h, temperatura= $16 \pm 1^\circ\text{C}$, pH= 9.0), exponiendo a los ejemplares a concentraciones crecientes (0,005; 0,05; 0,5 y 5 $\mu\text{g/L}$) de ingrediente activo Tebuconazol. Se utilizaron 6 ejemplares por tratamiento (n=6), previamente aclimatados a condiciones de laboratorio durante al menos 15 días. Como control negativo (C-) se utilizaron ejemplares no expuestos a Tebuconazol.

Obtención de muestras: Finalizada la exposición, se procedió a extraer muestras de sangre por punción cardíaca con jeringa heparinizada y luego se realizó la correspondiente eutanasia de los individuos por dislocación cervical. Se extrajeron tejidos de cerebro y músculo, los cuales se almacenaron a -80°C (previo choque con N_2 líquido), para el posterior análisis de la actividad de AChE. Los protocolos de eutanasia y extracción de las muestras se encuentran aprobados por el CICUAL (FCEyN, UNMdP RD 387/17).

Biomarcadores de genotoxicidad: A partir de las muestras de sangre obtenidas se evaluó la posible genotoxicidad del Tebuconazol a través de los ensayos de micronúcleos (MN) y "cometa".

Ensayo de Micronúcleos: Este ensayo permite la identificación de rupturas de los cromosomas o perturbaciones del huso acromático a nivel citogenético. Se realizaron frotis de sangre, los cuales fueron fijados en metanol (15 min), posteriormente teñidos con solución Giemsa 15% (15 min) para luego ser analizados por microscopía óptica de campo claro. Se utilizaron los criterios establecidos por Carrasco et al. (1990) para cuantificar las células con MN y anomalías nucleares (AN), y se calcularon las frecuencias de ambas.

Ensayo cometa: El ensayo cometa permite evaluar la fragmentación del ADN utilizando una electroforesis de células aisladas, el cual se realizó acorde a Iturburu et al. (2018) con algunas modificaciones. Se realizó un control positivo (C+) *in vitro* exponiendo células no expuestas a Tebuconazol a H_2O_2 (50 μM , 10 min). A partir de muestras de sangre se realizó una extracción y lisis celular, desnaturalización del ADN y posterior corrida electroforética (24V, 0,3A, 10 Min). Luego se determinó el índice de daño (IDEC) por microscopía de fluorescencia.

Evaluación de la actividad de AChE: la cuantificación de la actividad de esta enzima se realizó a partir de muestras de tejido muscular y de cerebro. Se realizaron homogenatos con los tejidos en solución amortiguadora fosfato (0,1 M, pH 8), y se midió su actividad por espectrofotometría a 405 nm, de acuerdo al protocolo de Ellman (1961).

Análisis estadístico: Las posibles diferencias en las frecuencias de MN y AN, el IDEC y la actividad de AChE entre los tratamientos con Tebuconazol y el control negativo se evaluaron por ANOVA y Dunnett (o pruebas de Kruskal-Wallis y Dunn, según corresponda). Las pruebas se realizaron con significación del 0,05 %.

Resultados

La exposición aguda a Tebuconazol produjo genotoxicidad en el pez *J. multidentata*, efecto evidenciado a 5 $\mu\text{g/L}$ mediante el ensayo de MN (Figura 1.A.), y a partir de 0,05 $\mu\text{g/L}$ mediante el ensayo "cometa" (Figura 1.B.).

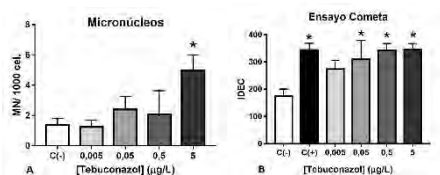


Fig. 1. A- Frecuencia de Micronúcleos. B- Índice de daño del ensayo "cometa" en *Jenynsia multidentata* expuesta a concentraciones crecientes del fungicida Tebuconazol (*: diferencias respecto al C-).

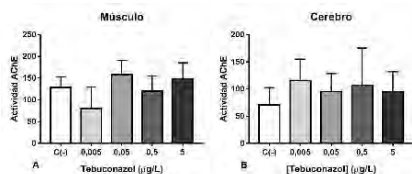


Fig. 2. Actividad de la enzima acetil-colinesterasa (AChE) en diferentes tejidos de *Jenynsia multidentata* expuesta a diferentes concentraciones de Tebuconazol. A- Cerebro. B- Músculo.

No se observaron diferencias significativas en la actividad de AChE, tanto en tejido muscular como en cerebro, entre las concentraciones ensayadas de Tebuconazol y el control negativo ($p > 0.05$, Fig 2).

Discusión

En base a los resultados obtenidos, se observa que el fungicida Tebuconazol produce daño al ADN en la especie *J. multidentata*. Si bien estudios anteriores han informado efectos genotóxicos en la especie modelo *Danio rerio* (pez cebra) a partir de 100 µg/L de Tebuconazol, tanto por MN como por ensayo "cometa" (Castro et al., 2018), en el presente estudio se observaron estos efectos a concentraciones de mayor relevancia ambiental. Es así como a una concentración de 0.05 µg/L de Tebuconazol, como la encontrada por Corcoran et al. (2017) en cuerpos de agua pertenecientes a la región pampeana, se observan efectos genotóxicos en esta especie nativa. Resulta también notable la mayor sensibilidad del ensayo "cometa" con respecto al de MN tal como ha sido previamente informado por Pinheiro Araldi et al. (2015). Por otro lado las concentraciones ensayadas de Tebuconazol no generaron neurotoxicidad en términos de inhibición de AChE, al igual que lo observado en la especie *Cyprinus carpio* expuesta durante 7 días a concentraciones mayores a 30 µg/L de Tebuconazol (Toni et al., 2011).

Los presentes resultados indican que las concentraciones de Tebuconazol plausibles de ser encontradas en ecosistemas pampeanos, pueden generar efectos genotóxicos en los peces que allí habitan.

Agradecimientos

El presente trabajo se desarrolló con el financiamiento de los siguientes subsidios: FONCYT PICT 2017- 0980, UNMdP EXA899/18 y EXA900/18.

Referencias

Anderson, S., Sadinski, W., Shugart, L., Brussard, P., Depledge, M., Ford, T., Hose, J.E., Stegeman, J., Suk, W., Wirgin, I. y Wogan, G. 1994. Genetic and molecular ecotoxicology: a research framework. *Environmental Health Perspectives*, 102: 3–8.

Castro, T.F.D., da Silva Souza, J.G., de Carvalho, A.F.S., de Lima Assis, I., Palmieri, M.J., Vieira, L.F.A. y Murgas, L.D.S. 2018. Anxiety-associated behavior and genotoxicity found in adult *Danio rerio* exposed to tebuconazole-based commercial product. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 62: 140-146.

Corcoran, S., Menone, M.L., Amé, M.V., Lukaszewicz, G., Garanzini, D., Iturburu, F.G. y Metcalfe, C. 2017. Detection of current- use pesticides in Argentinian surface waters using polar organic chemical integrative samplers (POCIS). SETAC Latin America 12th Biennial Meeting, Santos- Brasil, 78.

Ellman, G.L., Courtney, K.D., Featherstone, R.M. y Andres, V. 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology*, 7: 88–95.

Fisun, K. y Rasgele, P.G. 2009. Genotoxic Effects of Raxil on Root Tips and Anthers of *Allium cepa* L. *Caryologia*, 62: 1-9.

Guilhermino, L., Barros, P., Silva, M.C. y Soares, A.M.V.M. 1998. Should the use of inhibition of cholinesterases as a specific biomarker for organophosphate and carbamate pesticides be questioned? *Biomarkers*, 3: 157–163.

Iturburu, F.G., Simoniello, M.F., Medici, S., Panzeri, A.M. y Menone, M.L. 2018. Imidacloprid Causes DNA Damage in Fish: Clastogenesis as a Mechanism of Genotoxicity. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 100: 760-764.

Ministerio de Economía y Finanzas Públicas. 2016. www.meccon.gov.ar/cndc/dictamenes/dict_fusion_352.pdf

Pérez, D.J., Okada, E., De Gerónimo, E., Menone, M.L., Aparicio, V.C. y Costa, J.L. 2017. Spatial and temporal trends and flow dynamics of glyphosate and other pesticides within an agricultural watershed in Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36: 699-708.

Pinheiro Araldi, R.P., de Melo, T.C., Mendes, T.B., de Sá Júnior, P.L., Nozima, B.H.N., Ito, E.T. y de Cassia Stocco, R. 2015. Using the comet and micronucleus assays for genotoxicity studies: a review. *Biomedicine Pharmacotherapy*, 72: 74-82.

Roggio, M.A., Guyón, N.F., Hued, A.C., Amé, M.V., Valdés, M.E., Gijalás, L.C., Wunderlin, D.A. y Bistoni, M.A. 2014. Effects of the synthetic estrogen 17α-ethinylestradiol on aromatase expression, reproductive behavior and sperm quality in the one-sided livebearing fish *Jenynsia multidentata*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92: 579-584.

Toni, C., Loro, V.L., Santi, A., De Menezes, C.C., Cattaneo, R., Clasen, B.E. y Zanella, R. 2011. Exposure to tebuconazol in rice field and laboratory conditions induces oxidative stress in carp (*Cyprinus carpio*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 153: 128-132.

Van der Oost, R., Beyer, J. y Vermeulen, N.P. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13: 57-149.



Estrés oxidativo y neurotoxicidad en peces expuestos a dos fungicidas en forma individual y en mezcla

Noelia Fantón¹, Jimena Cazenave^{1,2}, Celeste Mora¹, Mirta Campana¹, Andrea Rossi^{1,2}

¹ Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL) – Ciudad Universitaria Paraje El Pozo- Santa Fe, Argentina

² Facultad de Humanidades y Ciencias- UNL- Ciudad Universitaria Paraje El Pozo- Santa Fe, Argentina

Email: noefanton@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de dos fungicidas comúnmente utilizados en campos de arroz, sobre biomarcadores de estrés oxidativo y neurotoxicidad en *Prochilodus lineatus*. Los juveniles de sábalo fueron expuestos durante 96 h a dos concentraciones ambientales, una baja y otra alta de azoxistrobina y ciproconazol, de forma individual y en mezcla (principios activos y formulado comercial). La exposición a los fungicidas produjo un incremento en los niveles de peroxidación lipídica y de las actividades de glutatión S-transferasa y catalasa en hígado y en cerebro. Por otra parte, no se observaron cambios en la actividad de acetilcolinesterasa en cerebro. Los tratamientos individuales y en mezcla mostraron resultados similares. Estos resultados indican que concentraciones ambientales de estos fungicidas generan un riesgo para la salud de los peces expuestos.

Palabras claves: AZOXISTROBINA - CIPROCONAZOL SABALO - BIOMARCADORES

Introducción

En los campos de arroz las enfermedades producidas por hongos representan una considerable amenaza para el rendimiento de los cultivos, por lo que el uso de fungicidas ha mostrado un marcado incremento con el paso de los años. Debido al intercambio de agua entre los campos de arroz y los sistemas acuáticos circundantes, organismos no blanco como los peces entran en contacto con estos contaminantes. En nuestra región uno de los formulados comerciales más utilizados es el que combina dos fungicidas con distinto modo de acción, la azoxistrobina y el ciproconazol, con comprobado éxito y eficacia en el control de plagas (Khan et al., 2018). Se han observado efectos histológicos, genotóxicos y reproductivos en peces expuestos a azoxistrobina (Cao et al., 2016; Han et al., 2016) y disrupción endócrina ante la exposición a ciproconazol (Yu et al., 2013). Sin embargo, nada se conoce sobre el impacto que la mezcla de estos fungicidas provoca en los peces.

El objetivo de este trabajo fue evaluar en laboratorio la respuesta de biomarcadores de estrés oxidativo y neurotoxicidad en sábalos (*Prochilodus lineatus*) expuestos a

concentraciones ambientalmente relevantes de azoxistrobina (AZO) y ciproconazol (CIP), en forma de ingredientes activos individuales, en mezcla, y en su formulado comercial.

Materiales y Métodos

Para los ensayos se utilizaron los principios activos de los fungicidas AZO (methyl (αE)-2-[[[6-(2-cyanophenoxy)-4-pyrimidinyl]oxy]-α-(methoxymethylene)benzeneacetate) (CAS 131860-33-8) y CIP (α-(4-chlorophenyl)-α-(1-cyclopropylethyl)-1H-1,2,4-triazole-1-ethanol) (CAS94361-06-5) (Sigma-Aldrich Argentina). Por otro lado, se utilizó el formulado comercial Azoxy Pro (AGROFINA) que contiene 70% de AZO y 30% de CIP. Los ensayos se realizaron con juveniles de *Prochilodus lineatus*. Los ejemplares fueron aclimatados durante una semana a las condiciones del laboratorio (24 ± 1 °C, régimen luz/oscuridad de 12/12 h, alimentación *ad libitum*).

Diseño experimental

Las concentraciones de fungicidas utilizadas en el ensayo se seleccionaron en base a datos bibliográficos y a las registradas en un campo de arroz durante un muestreo previo. Los tratamientos fueron: control negativo (agua dechlorada libre de fungicidas), control solvente

(agua dechlorada + acetona), AZO concentración baja (10 µg/L; A-C1) y alta (100 µg/L; A-C2), CIP concentración baja (4 µg/L; C-C1) y alta (40 µg/L; C-C2), mezcla (proporción 70/30 AZO: CIP) concentración baja (10 µg/L AZO; 4 µg/L CIP; M-C1) y alta (100 µg/L AZO; 40 µg/L CIP; M-C2) y formulado comercial en las mismas concentraciones que la mezcla de los principios activos (F-C1 Y F-C2). Los peces no se alimentaron 24 h antes ni durante el ensayo, el cual fue de tipo estático y de corta duración (96 h). La unidad experimental fue una pecera de 25 L con 3 peces, con 4 réplicas por tratamiento (N=12 peces por tratamiento). Al término del ensayo los ejemplares fueron anestesiados y luego sacrificados para tomar muestras de hígado y cerebro. Los tejidos fueron congelados y mantenidos a -80°C hasta su procesamiento y análisis.

Biomarcadores

Como biomarcadores de estrés oxidativo se evaluaron, en hígado y cerebro, el nivel de peroxidación lipídica (LPO) según Yagi (1976) y la actividad de las enzimas catalasa (CAT) (Beutler, 1982) y glutatión-S-transferasa, (GST) (Habig et al, 1974). Como biomarcador de neurotoxicidad se determinó la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE) en cerebro. Las actividades enzimáticas se midieron por triplicado y se expresaron por miligramo de proteínas (Bradford, 1976). Dependiendo de los datos, se utilizaron los test ANOVA o Kruskal Wallis para el análisis estadístico.

Resultados

En todos los parámetros medidos no se observaron diferencias entre los controles negativo y solvente. La Fig. 1 muestra la respuesta de los marcadores de estrés oxidativo en el hígado. La exposición individual a AZO incrementó la actividad de GST y LPO, sin mostrar cambios en CAT. Por su parte, CIP en su mayor concentración sólo incrementó la actividad de CAT, mientras que la menor concentración produjo aumento de LPO, sin cambios en la actividad de las enzimas antioxidantes. La mezcla de principios activos mostró un incremento de la actividad GST en la mayor concentración mientras que LPO aumentó en la concentración baja. El formulado comercial, en ambas concentraciones, produjo un aumento de GST y LPO.

En la Fig. 2 se observa la respuesta de los biomarcadores en el cerebro. En la mayoría de los tratamientos se produjo la activación de las enzimas CAT y GST junto a un incremento de LPO.

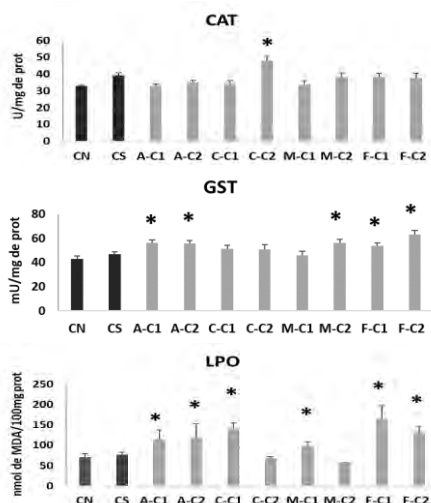


Fig. 1. Biomarcadores de estrés oxidativo en hígado: actividad de CAT y GST y nivel de LPO. Las barras representan la media ± error estándar. * Dif. Sig. respecto al control (p<0,05).

CN: control negativo, CS: control solvente, A-C1: azoxistrobina conc. baja, A-C2: azoxistrobina conc. alta, C-C1: ciproconazol conc. baja, C-C2: ciproconazol conc. alta, M-C1: mezcla conc. baja, M-C2: mezcla conc. alta, F-C1: formulado conc. baja, F-C2: formulado conc. alta.

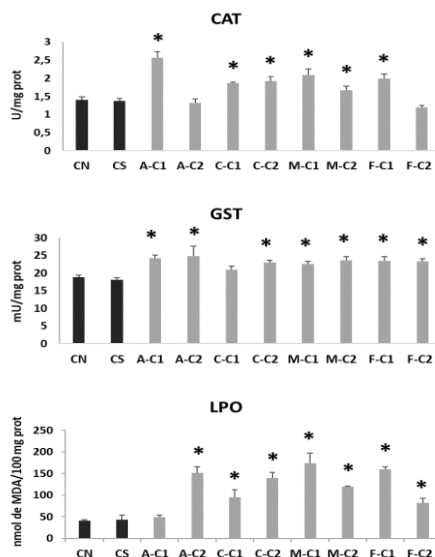


Fig. 2. Biomarcadores de estrés oxidativo en cerebro: actividad CAT y GST y nivel de LPO. Las barras representan la media ± error estándar. * Dif. Sig. respecto al control (p<0,05).

CN: control negativo, CS: control solvente, A-C1: azoxistrobina conc. baja, A-C2: azoxistrobina conc. alta, C-C1: ciproconazol conc. baja, C-C2: ciproconazol conc. alta, M-C1: mezcla conc. baja, M-C2: mezcla conc. alta, F-C1: formulado conc. baja, F-C2: formulado conc. alta.

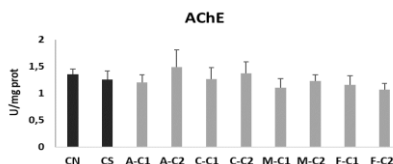


Fig. 3. Actividad AChE. Las barras representan la media \pm error estándar. CN: control negativo, CS: control solvente, A-C1: azoxistrobina conc. baja, A-C2: azoxistrobina conc. alta, C-C1: ciproconazol conc. baja, C-C2: ciproconazol conc. alta, M-C1: mezcla conc. baja, M-C2: mezcla conc. alta, F-C1: formulado conc. baja, F-C2: formulado conc. alta.

La actividad AChE en cerebro no mostró diferencias significativas entre los tratamientos (Fig. 3).

Discusión

Los fungicidas estudiados evidenciaron cambios en marcadores de estrés oxidativo. Existen antecedentes que muestran que compuestos de la familia de las estrobilurinas, como lo es la AZO, generan estrés oxidativo en peces, debido a que actúan inhibiendo la transferencia de electrones en la respiración celular (Olsvik et al., 2010). Por su parte, se ha encontrado que los triazoles, tales como CIP, inhiben la síntesis de esteroides y modifican la transcripción de genes relacionados al sistema antioxidante en peces (Mu et al., 2016). Nuestros resultados evidenciaron un aumento de las actividades de enzimas antioxidantes y LPO en sábalos expuestos individualmente a AZO y CIP. Resultados similares fueron observados en peces expuestos a compuestos de estas familias (Li et al. 2010; Jia et al. 2018; Toni et al., 2011). El aumento de la actividad de GST podría deberse tanto a su función como enzima de biotransformación, como también a su capacidad para reducir los niveles de hidropéroxidos producidos durante la peroxidación lipídica (Regoli et al., 2011). El aumento de CAT que cataliza la transformación de H_2O_2 a oxígeno y agua, indica un efecto compensatorio ante el incremento del nivel de ROS (Mu et al., 2016). Por su parte, el aumento de LPO evidencia un claro efecto de daño oxidativo en lípidos. Por otro lado, la exposición a estos fungicidas no generó diferencias significativas en la actividad de AChE en el cerebro. Esto coincide con lo hallado por Toni et al. (2011) en *Cyprinus carpio* expuestos a tebuconazol. Por el contrario, otros estudios han registrado inhibición de esta enzima (Tabassum et al., 2016; Jin et al., 2016). Con respecto a las exposiciones en mezcla no se observaron respuestas marcadamente diferentes con respecto a las exposiciones individuales. Asimismo, las mezclas de principios activos y formulado comercial mostraron resultados

similares. Al respecto, estudios similares con otras mezclas de fungicidas muestran resultados variados por lo que es importante ampliar el análisis (Gräns et al, 2015; Wang et al, 2018).

Conclusión

Podemos concluir que concentraciones ambientalmente relevantes de fungicidas comúnmente utilizados en campos de arroz, provocan efectos adversos en órganos vitales de los peces expuestos. Se requieren más estudios a fin de dilucidar posibles efectos sinérgicos o antagonísticos de estas mezclas.

Referencias

- Beutler, E. 1982. Catalase. En E. Beutler, *Red Cell Metabolism, A Manual of Biochemical Methods* (105-106). NY: Grune and Straton.
- Bradford, M. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*, 72(1-2), 248-254.
- Cao, F., Zhu, L., Li, H., Yu, S., Wang, C. y Qiu, L. 2016. Reproductive toxicity of azoxystrobin to adult zebrafish (Danio rerio). *Env. Poll.*, 209, 1109-1121.
- Gräns, J., Johansson, J., Michelová, M., Wassmur, B., Norström, E., Wallin, M. y Celander, M. C. 2015. Mixture effects between different azoles and β -naphthoflavone on the CYP1A biomarker in a fish cell line. *Aquatic toxicology*, 164, 43-51.
- Habig, W. H., Pabst, M. J. y Jakoby, W. B. 1974. Glutathione S-transferases the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of biological Chemistry*, 249(22), 7130-7139.
- Han, Y., Liu, T., Wang, J., Wang, J., Zhang, C. y Zhu, L. 2016. Genotoxicity and oxidative stress induced by the fungicide azoxystrobin in zebrafish (Danio rerio) livers. *Pesticide biochemistry and physiology*, 133, 13-19.
- Jia, W., Mao, L., Zhang, L., Zhang, Y. y Jiang, H. 2018. Effects of two strobilurins (azoxystrobin and picoxystrobin) on embryonic development and enzyme activities in juveniles and adult fish livers of zebrafish (Danio rerio). *Chemosphere*, 207, 573-580.
- Jin, Y., Zhu, Z., Wang, Y., Yang, E., Feng, X. y Fu, Z. 2016. The fungicide imazalil induces developmental abnormalities and alters locomotor activity during early developmental stages in zebrafish. *Chemosphere*, 153, 455-461.
- Khan, I. K., Bakhtiar, M. y Ilyas, N. 2018. Effectiveness of systemic and contact fungicides against *Alternaria citri* the causal organism of citrus brown spot disease in citrus mangroves of Pakistan. *Journal of Agricultural Science and Practice*, 3, 38-45.
- Li, Z. H., Zlabek, V., Grabic, R., Li, P. y Randak, T. 2010. Modulation of glutathione-related antioxidant defense system of fish chronically treated by the fungicide propiconazole. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 152(3), 392-398.
- Mu, X., Chai, T., Wang, K., Zhu, L., Huang, Y., Shen, G. y Wang, C. 2016. The developmental effect of difenoconazole on zebrafish embryos: A mechanism research. *Env. Poll.*, 212, 18-26.
- Olsvik, P. A., Krogdahl, F., Finstad, B. y Kristensen, T. 2010. Effects of the fungicide azoxystrobin on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolt. *Ecotoxicology and environmental safety*, 73(8), 1852-1861.
- Regoli, F., Giuliani, M. E., Benedetti, M. y Arukwe, A. 2011. Molecular and biochemical biomarkers in environmental monitoring: a comparison of biotransformation and antioxidant defense systems in multiple tissues. *Aquatic toxicology*, 105, 56-66.
- Tabassum, S., Dawood, A. Q., Sharma, P., Khan, J., Raisuddin, S. y Parvez, S. 2016. Multi-organ toxicological impact of fungicide propiconazole on biochemical and histological profile of freshwater fish *Channa punctata* Bloch. *Ecological indicators*, 63, 359-365.
- Toni, C., Loro, V. L., Santi, A., De Menezes, C. C., Cattaneo, R., Clasen, B. E., y Zanello, R. (2011). Exposure to tebuconazol in rice field and laboratory conditions induces oxidative stress in carp (*Cyprinus carpio*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 153(1), 128-132.
- Wang, Y., Dai, D., Yu, Y., Yang, G., Shen, W., Wang, Q. y Zhao, X. 2018. Evaluation of joint effects of cyprodinil and kresoxim-methyl on zebrafish, *Danio rerio*. *J. of hazardous materials*, 352, 80-91.
- Yagi, K. 1976. A simple fluorometric assay for lipoperoxide in blood plasma. *Biochem. Med.*, 15, 212-216.
- Yu, L., Chen, M., Liu, Y., Gui, W. y Zhu, G. 2013. Thyroid endocrine disruption in zebrafish larvae following exposure to hexaconazole and tebuconazole. *Aquatic toxicology*, 138, 35-42.



Respuestas comportamentales en *Astyanax eigenmanniorum* frente a un estímulo computarizado después de la exposición a mercurio

Paola L. Garnero¹, María L. Ballesteros¹, Natalia G. Rivetti¹, Magdalena V. Monferran² y María A. Bistoni¹

¹ Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA – CONICET) y Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba – Av. Vélez Sarsfield 299, Córdoba, Argentina.

² Instituto de Ciencia y Tecnología de Alimentos Córdoba (ICYTAC – CONICET) and Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Nacional de Córdoba – Bv. Dr. Juan Filloy s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.

Email: paogarnero@gmail.com

RESUMEN

Se evaluó en una especie autóctona (*Astyanax eigenmanniorum*) el efecto de la exposición a 100 µg L⁻¹ de mercurio (en forma de HgCl₂) en biomarcadores comportamentales y su recuperación después de 7 días en agua sin tóxico. Finalizada la exposición, se le presentó a cada pez una imagen computarizada de un predador. La filmación consistió en mostrarle a cada individuo 3 veces el estímulo durante 1 minuto. Se evaluaron variables relacionadas a la posición del pez con respecto al predador y la velocidad de natación. La aparición del estímulo provocó cambios en las respuestas conductuales. Los peces expuestos mostraron un estado de alerta mayor que los controles, lo que impediría el desarrollo de las conductas normales de la especie. Los peces recuperados no mostraron variaciones con los expuestos, indicando que siete días de agua sin tóxico no fueron suficientes para recuperar el comportamiento normal de la especie.

Palabras claves: MERCURIO - PECES - COMPORTAMIENTO.

Introducción

El mercurio (Hg) es considerado una "sustancia peligrosa prioritaria" debido a su toxicidad, capacidad de bioacumularse en los ecosistemas, alta movilidad y largo tiempo de residencia en la atmósfera (Wang *et al.*, 2012). El aporte de Hg al ambiente puede tener un origen natural o antrópico. Entre este último se menciona la quema de combustibles fósiles, la producción de cloro-soda, acetaldehído, pulpa de papel y metalúrgica, la incineración de residuos, entre otros (Micaroni *et al.*, 2000). La absorción de Hg en los peces, su distribución en los tejidos y su unión a ciertas moléculas específicas, ha sido estudiada previamente en ensayos de laboratorio (Monteiro *et al.*, 2010). Además, se ha descrito que este metal produce alteraciones a diferentes niveles de organización biológica. Entre las respuestas generadas por los peces, se destaca al comportamiento como un biomarcador relevante, ya que integra varios procesos bioquímicos, celulares y neuronales (Vogl *et al.*, 1999). Diversos estudios han demostrado que el Hg afecta el rendimiento de natación, la actividad

de alimentación, el aprendizaje, la relación predador-presa, entre otros (Webber & Haines, 2003). Sin embargo, no se conocen estudios que evalúen los efectos comportamentales del Hg frente a un estímulo animado computarizado, un paradigma alternativo que ha sido incorporado en los últimos años (Gerlai *et al.*, 2009). Los registros de Hg en la provincia de Córdoba (Garnero *et al.*, 2018), motivaron a evaluar el efecto de este metal sobre respuestas comportamentales en la especie autóctona *Astyanax eigenmanniorum* (n.v. mojarra) y a analizar si existe recuperación del biomarcador después de un período sin tóxico.

Materiales y Métodos

La captura de *A. eigenmanniorum* se realizó en el río Toro muerto (31°23' S, 64°36' O), un sitio con características quasi-prístinas, en la provincia de Córdoba. Los peces fueron expuestos por 96 h a una concentración subletal de HgCl de 100 µg L⁻¹ de acuerdo a registros ambientales (Monteiro *et al.*, 2010). Se contó además, con un grupo control.

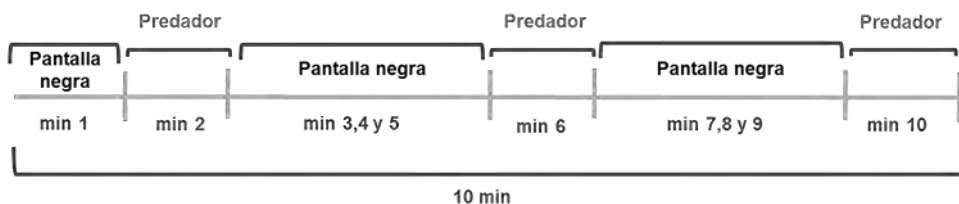


Fig. 1. Secuencia de presentación del estímulo a los individuos de *A. eigenmanniorum*.

Finalizado el período de exposición, la mitad de los individuos expuestos a Hg fueron colocados en peceras con agua limpia por 7 días más (recuperación). Una vez concluidos los ensayos, todos los peces fueron filmados durante 15 min, considerando el período de aclimatación. Sin embargo, sólo se analizaron 10 min de la filmación total, contemplando el minuto anterior a la aparición del estímulo. El ensayo de comportamiento consistió en presentarle a cada pez ($n=18$ para cada tratamiento) una imagen computarizada de un predador (*Hoplias sp.*) por medio de una tablet (PCB-T103) en tres momentos, durante 1 minuto (Fig. 1).

Los videos fueron analizados usando el software ANY-maze®. Se analizaron la velocidad media ($m\ s^{-1}$), y diversas variables espaciales que relacionan el tiempo de permanencia del pez en una zona con respecto a la distancia al estímulo (cercana, media y lejos). El análisis de las variables comportamentales para cada tratamiento se realizó mediante modelos lineales mixtos. Como test a posteriori se aplicó el test de Dunn. Se consideraron significativos los datos con un $p < 0.05$. Se utilizó el software estadístico Infostat (Versión 2013).

Resultados y Discusión

Los resultados demostraron que la presentación de la imagen de un predador (estímulo) provoca cambios en la conducta de la mojarra y que estas respuestas pueden ser cuantificables usando un video-tracking. Los cambios de comportamiento por exposición a Hg, incluyeron variaciones en la velocidad y en el tiempo de permanencia en las diferentes zonas de la pecera en relación al predador. La velocidad de natación se vio significativamente disminuida por la aparición del estímulo en el grupo control sólo para el minuto 2 (Fig. 2 a). Frente a la aparición de un predador los individuos pueden reaccionar disminuyendo la velocidad de natación, al reducir su actividad exploratoria

hacia el entorno, y centrar su atención en el estímulo presentado (Gerlai *et al.*, 2009).

Esto se observó sólo en los controles frente a la primera aparición del predador, evidenciándose un acostumbramiento en los minutos sucesivos. Dicho comportamiento es considerado un tipo de aprendizaje en el cual hay una respuesta reducida después de repetidas exposiciones a un mismo estímulo (Brown *et al.*, 2006). Contrariamente, no se registró este comportamiento en los peces expuestos (Fig. 2 b).

En cuanto a las variables espaciales, los individuos controles permanecieron más tiempo alejados del estímulo sólo para el minuto 2. Los peces expuestos, en cambio, mostraron una permanencia menor en la zona cercana al predador y mayor en la zona media y lejos, en todos los minutos donde apareció el estímulo (Fig. 3,4 y 5 a y b). Del análisis de estas variables se desprende que el Hg estaría ocasionando una mayor conducta de alerta en los peces expuestos con respecto al control, ya que no logran acostumbrarse al estímulo y responden alejándose del mismo en todas sus apariciones. En relación al tratamiento de recuperación, los individuos no mostraron cambios en las variables analizadas con respecto a los peces expuestos. Estos resultados estarían indicando que los peces siguen mostrando un estado de alerta no siendo suficiente 7 días de agua sin tóxico para revertir el efecto del Hg.

Conclusiones

Los cambios comportamentales observados en los peces expuestos a Hg y en los recuperados, pueden provocar alteraciones en otros comportamientos como el de alimentación, búsqueda de pareja, defensa del territorio, entre otros, pudiendo afectar la supervivencia no sólo individual, sino también poblacional.

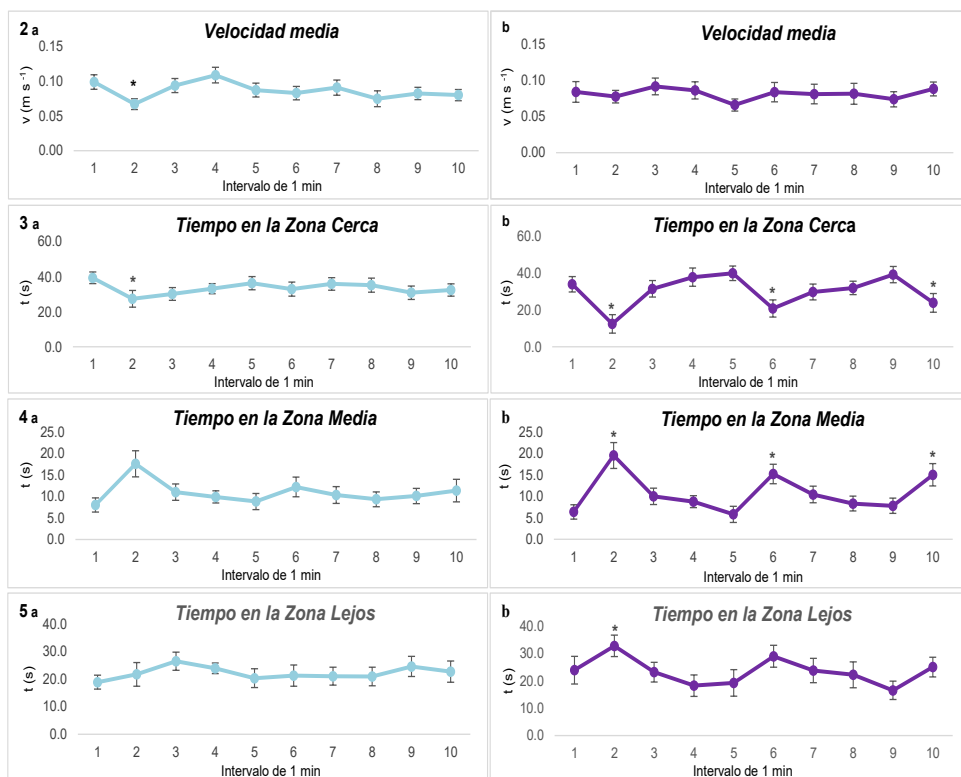


Fig. 2. Análisis de la velocidad (2) y el tiempo en las diferentes zonas de la pecera (3-5) para los peces control (a) y expuestos (b). En los minutos 2, 6 y 10 se presenta la imagen del predador. El * señala diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los minutos, dentro de cada tratamiento.

Referencias

- Brown, C., Laland, K., & Krause, J. 2006. *Fish Cognition and Behavior*. (C. Brown, K. Laland, & J. Krause, Eds.) (First).
- Garnero, P.L., Monferran, M.V., González, G.A., Griboff, J. y Bistoni, M.A. 2018. Assessment of exposure to metals, As and Se in water and sediment of a freshwater reservoir and their bioaccumulation in fish species of different feeding and habitat preferences. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 163, 492–501.
- Gerlai, R., Fernandes, Y. y Pereira, T. 2009. Zebrafish (*Danio rerio*) responds to the animated image of a predator: Towards the development of an automated aversive task. *Behavioural Brain Res. Journal*, 201, 318–324.
- Micaroni, R.C.C.M., Bueno, M.I.M.S. y Jardim, W.F. 2000. Compostos de mercúrio Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *QUÍMICA NOVA*, 23(4), 487–495.
- Monteiro, D.A., Rantin, F.T. y Kalinin, A.L. 2010. Inorganic mercury exposure: Toxicological effects, oxidative stress biomarkers and bioaccumulation in the tropical freshwater fish matrinxã, *Brycon amazonicus* (Spix and Agassiz, 1829). *Ecotoxicology*, 19(1), 105–123.
- Vogl, C., Grillitsch, B., Wytek, R., Spieser, O.H. y Scholz, W. 1999. Qualification of spontaneous undirected locomotor behavior of fish for sublethal toxicity testing. Part I. Variability of measurement parameters under general test conditions. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18, 2736–2742.
- Wang, J., Feng, X., Anderson, C.W.N., Xing, Y. y Shang, L. 2012. Remediation of mercury contaminated sites. *Journal of Hazardous Materials*, 221–222, 1–18.



¿Existe una acumulación diferencial de metales, As y Se en órganos de peces según la dieta y el hábitat que ocupan?

Paola L. Garnero¹, Magdalena V. Monferran² y María A. Bistoni¹

¹ Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA – CONICET) y Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba – Av. Vélez Sarsfield 299, Córdoba, Argentina.

² Instituto de Ciencia y Tecnología de Alimentos Córdoba (ICYTAC – CONICET) y Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Nacional de Córdoba – Bv. Dr. Juan Filloy s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.

Email: paogarnero@gmail.com

RESUMEN

Se evaluó en seis especies de peces del Embalse Río Tercero (Córdoba) la presencia de metales, As y Se para comprender si la dieta y el hábitat determinan una acumulación diferencial en distintos órganos. Se analizó la acumulación total de los metales (Hg, Pb, Al, Ni, Cd, Sr), As y Se en los órganos de cada especie y la acumulación total de estos elementos entre las especies. El intestino y las branquias fueron los tejidos que presentaron los valores más altos de acumulación. *R. quelen* y *O. jenynsii* fueron las especies que mostraron la mayor acumulación. No se evidenció una relación entre la dinámica de los metales, As y Se y la dieta y el hábitat de los peces. Los procesos por los cuales los elementos se bioacumulan en los órganos parecieran ser dependientes de la especie y estar relacionados con los mecanismos de detoxificación y metabolismo de cada organismo.

Palabras claves: METALES – DIETA - HÁBITAT

Introducción

El ingreso de los metales a los cuerpos de agua plantea un riesgo no sólo sanitario, sino también para los ecosistemas acuáticos. Entre los organismos de estos sistemas, los peces pueden acumular diferentes metales desde el agua, el sedimento y/o el alimento, siendo las principales vías de entrada al organismo la piel, las branquias y/o el tracto digestivo.

La bibliografía señala que los peces predadores tope, son más propensos a acumular más metales que aquellos organismos que se encuentran en un nivel trófico inferior, debido a la biomagnificación que se produce a través de la cadena trófica (Has-Schön et al., 2006). En contraposición, otros autores mostraron que los peces omnívoros y detritívoros, acumulan más metales que los peces carnívoros (Weber et al., 2013). Por otro lado, el hábitat de los peces parece además estar involucrado en la acumulación de metales. Varios estudios han sugerido que la concentración de estos elementos es mayor en las especies que viven cerca del sedimento que en las de aguas libres (Monroy et al., 2014), mientras que otros no apoyan esta relación y señalan que la acumulación de metales depende de la especie,

y está relacionada con los mecanismos de detoxificación y metabolismo de cada una de ellas (Jakimska et al., 2011).

El Embalse Río Tercero (ERT), cuerpo de agua artificial de importancia para la provincia de Córdoba, proporciona varios hábitats y diferentes ofertas alimentarias que permiten albergar un gran número de especies ícticas, las cuales forman parte de complejas redes tróficas. En este contexto, se planteó como objetivo investigar la dinámica de los metales en los peces del ERT, para comprender si el hábitat y la dieta determinan una acumulación diferencial.

Materiales y Métodos

El ERT está ubicado en el valle de Calamuchita de la Provincia de Córdoba, Argentina (32°11' S, 64°25' O).

Seis especies de peces, fueron recolectadas en el embalse: *Hoplias* sp. (ictiófaga de aguas tranquilas con vegetación, que caza al acecho sobre el sustrato), *Oligosarcus jenynsii* (micro-carnívora que se mueve a través de la columna de agua), *Rhamdia quelen* (carnívora, oportunista, estrechamente relacionado con el sustrato y bentopelágico en su hábitat natural),

Odontesthes bonariensis (planctófaga, que se alimenta en aguas libres), *Bryconamericus iheringii* y *Astyanax fasciatus* (omnívoras, que habitan aguas tranquilas con vegetación). Los individuos recolectados de las diferentes especies fueron disecados para extraer branquias, hígado, intestino, cerebro y músculo. Las muestras biológicas fueron tratadas siguiendo la metodología de Griboff et al. (2017). Se determinaron en los órganos diferentes elementos inorgánicos con acción neurotóxica, hepatotóxica o gastrotóxica (Hg, As, Pb, Al, Ni, Cd, Sr y Se) (Repetto y Repetto, 2000). El análisis de los metales, As y Se se realizó con un Espectrómetro de Masa de Plasma de Acoplamiento Inductivo.

Análisis Estadístico

Debido a que en los sitios donde los peces fueron capturados se registraron variaciones en las concentraciones de metales en el agua, se procedió a calcular la acumulación relativa (AR) para eliminar el efecto sitio. Para ello se dividió la concentración de cada elemento en cada órgano de cada individuo de las diferentes especies ($\mu\text{g g}^{-1}$, peso seco) por la concentración del mismo elemento en el agua ($\mu\text{g mL}^{-1}$) del sitio dónde el individuo fue capturado. Se usaron modelos lineales mixtos y HSD de Tukey para analizar la acumulación total de metales, As y Se entre los órganos de cada especie y la acumulación total de elementos entre las especies. Todos los análisis se realizaron en R 3.3.1.

Resultados y Discusión

El intestino y las branquias fueron los órganos que mostraron los valores más altos de acumulación en todas las especies analizadas (Fig. 1 A-F). Estos órganos se han descrito como tejidos diana para la acumulación de metales, ya que son metabólicamente muy activos. Las branquias están más expuestas a los contaminantes debido a su contacto directo con el agua, lo que puede causar una mayor acumulación y adsorción, y el intestino es considerado un punto de entrada activo de metales a través de los alimentos (Dhanakumar et al., 2015). Jones (2013) evidenció que los peces que acumulan metales desde el agua muestran una mayor concentración de estos elementos en sus branquias, mientras que aquellas especies relacionadas al sedimento, evidencian niveles más altos de metales en el intestino con respecto a las branquias. En las especies del ERT se encontró una mayor acumulación de metales en estos órganos, independientemente de la especie íctica

analizada, por lo que no se observó una relación en la acumulación de metales, As y Se de acuerdo al hábitat de los peces.

Por otra parte, los valores totales más altos de acumulación fueron registrados en *R. quelen* y *O. jenynsii*, mientras que los más bajos se observaron en *H. malabaricus* y *O. bonariensis*. Estos resultados demuestran una menor acumulación en la especie ictiófaga y planctófaga con respecto a aquellas carnívoras oportunistas e insectívoras. De esta manera, nuestros resultados no coinciden con lo expresado por Terra et al. (2008) y Weber et al. (2013), quienes plantean que los peces predadores tope acumulan más metales.

Por otro lado, Weber et al. (2013) señalan que el sedimento es el principal sumidero de la contaminación por metales, y que desempeña un papel importante en la absorción de estos elementos por los peces que habitan en él. En concordancia con estos autores, *R. quelen*, una especie frecuentadora del fondo, mostró el valor de acumulación más alto. Sin embargo, la diferencia no fue significativamente diferente con el valor de acumulación obtenido para *O. jenynsii*, un pez de aguas abiertas y/o vegetadas. A su vez, *H. malabaricus*, otra especie relacionada con el fondo, acumuló metales de manera similar a *O. bonariensis*, una especie nadadora de aguas libres. Por lo tanto, no se observó en este estudio relación directa entre el hábitat de los peces y la acumulación de metales, As y Se.

Conclusión

No se evidenció una acumulación de metales, As y Se en relación con la dieta y el hábitat de los peces. Por lo tanto, podemos concluir que los procesos por los cuales estos elementos se bioacumulan en los tejidos y órganos, parecerían ser dependientes de la especie y estarían relacionados con los mecanismos de detoxificación y metabolismo de cada organismo.

Referencias

- Dhanakumar, S., Solaraj, G. y Mohanraj, R. 2015. Heavy metal partitioning in sediments and bioaccumulation in commercial fish species of three major reservoirs of river Cauvery delta region, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113:145–151.
- Has-Schön, E., Bogut, I. y Strelec, I. 2006. Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of river Neretva (Croatia). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*,

50(4):545–551.

Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K. y Namieśnik, J. 2011. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, part I: The role and impact of heavy metals on organisms. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(5):1117–1125.

Jones, H. J. 2013. Long term trends of Hg uptake in resident fish from a polluted estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, 73:263–272.

Monroy, M., Maceda-Veiga, A. y de Sostoa, A. 2014. Metal concentration in water, sediment and four fish species from Lake Titicaca reveals a large-scale environmental concern. *The Science of the Total Environment*, 487:233–244.

Repetto, R. y Repetto, G. 2000. Metales. En S. A. Díaz de Santos (Ed.), *Manual de Toxicología Básica*. 619–648.

Terra, B. F., Araújo, F. G., Calza, C. F., Lopes, R. T. y Teixeira, T. P. 2008. Heavy metal in tissues of three fish species from different trophic levels in a tropical Brazilian river. *Water, Air, and Soil Pollution*, 187(1–4):275–284.

Weber, P., Behr, E. R., Knorr, C. D. L., Vendruscolo, D. S., Flores, E. M. M., Dressler, V. L. y Baldisserotto, B. 2013. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchemical Journal*, 106:61–66.

Yousafzai, A. M., Chivers, D. P., Khan, A. R. y Ahmad, I. 2010. Comparison of Heavy Metals Burden in Two Freshwater Fishes. *Pakistan J. Zool.*, 3:537–544.

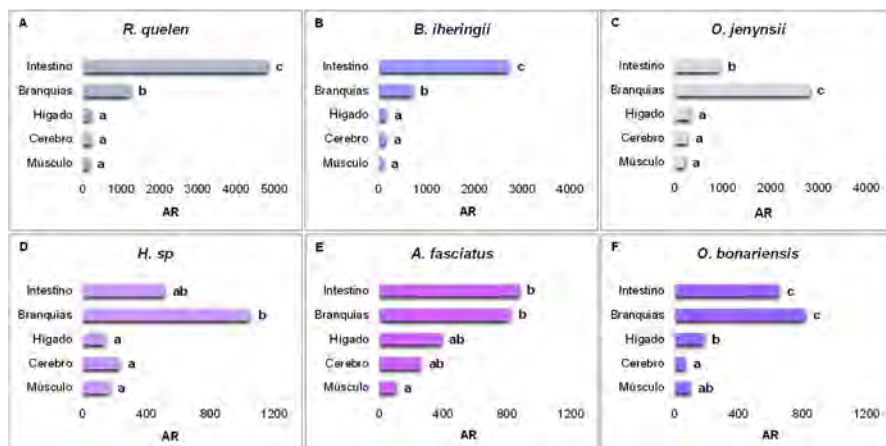


Fig. 1. Análisis total de los AR de metales, As y Se por órgano, en las especies de peces. Diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre los órganos de una especie.

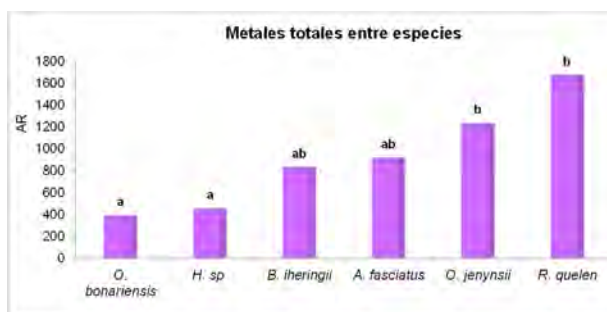


Fig. 2. Análisis total de AR de metales, As y Se en las especies de peces. Diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre las especies



Efecto de la exposición aguda al Arsénico en adultos de *Cnesterodon decemmaculatus*

Ayelén A. González Nuñez^{1,2}, Juan Pablo Ferro¹, Bettina L. Eissa¹,
Martina M. Mastrángelo¹ y Natalia A. Ossana^{1,2}

¹ Programa de Ecofisiología Aplicada (PRODEA), Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, UNLu-CONICET)– Cruce ruta 5 y Av. Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Godoy Cruz 2290, CABA.
Email: aye.gonzaleznuñez@gmail.com

RESUMEN

El presente trabajo muestra los efectos del Arsénico (As), un metaloide contaminante de amplia distribución en nuestro país, en adultos *Cnesterodon decemmaculatus* tanto a nivel genotóxico como comportamental. Se realizó un bioensayo de exposición aguda (96 horas) y se distribuyeron a los animales en cuatro tratamientos: As (0,5 mg/L) + agua potable; As (1 mg/L) + agua potable; agua potable (Control negativo) y 10 mg/L de Ciclofosfamida (Control Positivo de genotoxicidad). En cuanto a genotoxicidad, se utilizaron como biomarcadores el Ensayo cometa (EC) y el test de Micronúcleos (MN) y Aberraciones Nucleares (AN) en eritrocitos circulantes de sangre periférica. Se observó un aumento significativo en el EC y AN en la concentración de 1 mg/L con respecto al CN. En cuanto a los parámetros comportamentales, analizados con filmaciones, se observó una disminución significativa en el movimiento natatorio para ambas concentraciones ensayadas respecto al control. Podemos concluir que el As causa daño genotóxico y comportamental en la especie de ensayo.

Palabras claves: GENOTOXICIDAD – ERITROCITOS - ACTIVIDAD NATATORIA

Introducción

El arsénico (As) es un elemento natural de relevancia ecológica y es uno de los elementos tóxicos más abundantes de nuestro ambiente. La incorporación del arsénico al agua resulta de procesos naturales, entre los que pueden citarse la erosión de rocas y suelos y la deposición atmosférica de materiales emitidos por la actividad volcánica y de actividades humanas como la minería, las industrias y la aplicación de fertilizantes y plaguicidas, seguido de la deposición atmosférica (Chen et al., 2009). La contaminación del agua dulce por As es un problema mundial, debido a su extendida incidencia en aguas subterráneas, que afecta a la calidad y disponibilidad de agua potable. El As se encuentra en fuentes naturales de agua en toda la Argentina en concentraciones entre 0,001 y 15 mg/L. En un relevamiento realizado en aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires (Rosso et al., 2011) se estudió la concentración de As en 39 arroyos de la zona pampeana, encontrando valores promedio muy elevados (0,114 mg/L), hecho poco común en

sistemas naturales no alterados, que los autores del estudio atribuyeron a la hidrogeología de los arroyos, alimentados por un acuífero con mucho As (0,6-4,9 mg/L) (Rodríguez Castro, 2015).

La presencia de As en el agua es una amenaza potencial para los ecosistemas acuáticos y la biota que allí se encuentra. Una de las causas más importantes de su toxicidad es un desequilibrio de la homeostasis pro-oxidante y antioxidante que resulta en estrés oxidativo. Las especies reactivas del oxígeno son potencialmente deletéreas a biomoléculas como lípidos, proteínas y ADN (Ventura-Lima et al., 2011). Se pueden utilizar respuestas biológicas determinadas como biomarcadores. El término biomarcador o marcador biológico, es un cambio observable o medible de carácter variable a nivel molecular, bioquímico, celular, fisiológico o comportamental que revela la exposición, presente o pasada, de un organismo en un medio en el que se halla una sustancia química de carácter contaminante (Walker et al., 2006). El objetivo del trabajo fue estudiar la variabilidad de respuesta de un conjunto de biomarcadores,

luego de una exposición aguda (96 h) a una concentración subletal de As en individuos adultos de *Cnesterodon decemmaculatus* criados en laboratorio.

Materiales y Métodos

El diseño experimental contó con 7 días de aclimatación en peceras de vidrio con 2 L de agua potable dechlorada. El ensayo tuvo una duración aguda de 96 horas con temperatura y fotoperiodo controlados (23°C, 16h Luz:8h Oscuridad) con renovación del medio a las 48 horas de exposición y alimentación *ad libitum*. Se utilizaron 72 individuos adultos (ambos sexos) de *C. decemmaculatus* criados en el laboratorio del PRODEA (INEDES, UNLu-CONICET) (Ferrari et al., 2017) de peso y talla homogéneos (56,6±4,2 mg; 19,9±0,5 mm) (media ± ESM) que se distribuyeron en 4 grupos: [1] As (0.5 mg/L) + agua potable; [2] As (1 mg/L) + agua potable; [3] agua potable (Control negativo-CN) y [4] 10 mg/L de Ciclofosfamida (Control Positivo de genotoxicidad-CP). Se realizaron tres replicas por tratamiento (n=6/réplica) y se utilizó Arsenito de sodio (As⁺³). El Ensayo Cometa (EC) y el test de Micronúcleos (MN) y Aberraciones Nucleares (AN) son biomarcadores de genotoxicidad utilizados para evidenciar daño al ADN. A tiempo final, los animales fueron anestesiados en frío, se midieron, se pesaron y se realizó un corte por debajo del opérculo. Para el test de MN y AN se realizó un extendido en un portaobjetos, se fijaron las muestras con metanol 100% (v/v) y se tiñeron con Giemsa al 5%. Se observaron en microscopio óptico a 1000x y se contabilizaron la frecuencia de MN y AN (muesca, escotadura, buds, gemado, maní, doble núcleo y lobulado) en un total de 1500 células por individuo. Para el EC, se extrajo sangre por goteo la cual se resuspendió en 1 ml de PBS, se centrifugó y el pellet se resuspendió con agarosa. Las células se lisaron y se realizó la corrida electroforética en buffer a pH 13 a 25 mV y 250 mA. Las muestras fueron teñidas con DAPI y se observaron en microscopio de epifluorescencia contabilizando 100 nucleoides por individuo los cuales se clasificaron según el tipo de daño que presentaban (0, I, II, III y IV) y se calculó el Índice de Daño Genómico (IDG) según Pitarque et al. (1999).

Adicionalmente, a tiempo final de exposición, se registraron videos cenitales de 6 minutos de duración a 12 individuos de cada tratamiento (4/réplica) para ser analizados con el software comportamental LoliTrack V3. De este modo se

obtuvieron, datos de velocidad, aceleración, y actividad.

Los datos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA o Kruskal Wallis con *test* a posteriori Tukey o Dunn con el software Infostat.

Resultados

En cuanto a los biomarcadores de genotoxicidad evaluados, para el EC se observaron diferencias significativas en el IDG (Fig. 1) entre la mayor concentración ensayada (1 ppm) y el CN, como así también entre el CP y el CN.

Para el test de MN no se observaron diferencias significativas en la frecuencia de MN en ninguno de los tratamientos. Sin embargo, en la frecuencia de AN se encontraron diferencias significativas en la mayor concentración de As ensayada y el CN; y entre el CN y el CP como se observa en la Fig. 2.

En cuanto a los parámetros comportamentales solo la actividad natatoria se vio afectada en ambas concentraciones mostrando una reducción significativa de los movimientos de los peces.

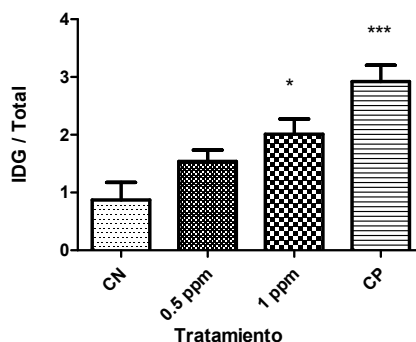


Fig. 1. Índice de Daño Genómico (media ± ESM) (***) $p < 0,001$; *) $p < 0,05$ CN: control negativo, 0,5 ppm de As, 1 ppm de As, CP: control positivo.

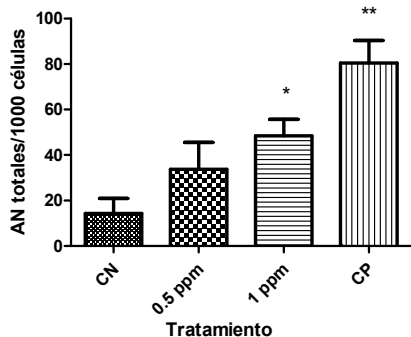


Fig. 2. Aberraciones Nucleares totales cada 1000 células contabilizadas (media \pm ESM) (** $p < 0,01$; * $p < 0,05$) CN: control negativo, 0,5 ppm de As, 1 ppm de As, CP: control positivo.

Conclusiones

Se puede concluir que el As causa un efecto genotóxico en los eritrocitos de sangre periférica de *C. decemmaculatus* en la concentración de 1 mg/L. Algunos autores han demostrado que este metaloide puede afectar el sistema de neurotransmisión lo cual se verá reflejado en alteraciones del comportamiento como las observadas en este bioensayo.

Las concentraciones ensayadas se encuentran dentro del rango de los niveles encontrados en arroyos pampeanos (0,1-0,7 mg/L; Rodríguez Castro, 2015) y mostraron tener un efecto adverso en los biomarcadores estudiados. Podemos concluir que son necesarios mayores estudios en especies nativas que habitan esos cuerpos de agua para evaluar el efecto del As utilizando una batería de biomarcadores.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado con fondos del PICT 2015-2636 y el Dpto. de Cs. Básicas (UNLu).

Referencias

- Chen, T. H., Gross, J. y Karasov, W. H. 2009. Chronic exposure to pentavalent arsenic of larval leopard frogs (*Rana pipiens*): bioaccumulation and reduced swimming performance. *Ecotoxicol* 18:587–593.
- Ferrari, L., Ficella, J., Mastrángelo, M., Palacio, M., Somma, A. y Trípoli, L. 2017. *Manual de procedimiento básico para la cría de Cnesterodon decemmaculatus en laboratorio*. EdUNLu, Luján, Argentina.

Pitarque, M., Veglenov, A., Nosko, M., Hirvonene, A., Norppa, H., Creus, A. y Marcos, R. 1999. Evaluation of DNA damage by the comet assay in shoe workers exposed to toluene and other organic solvents. *Mut. Res.* 441:115-129.

Rodríguez Castro, C. 2015. Capacidad de depuración de sustancias bioaprovechables en arroyos de llanura y su relación con el arsénico. Tesis Doctoral, FCEyN, UBA.

Rosso, J. J., Troncoso, J. J. y Fernández Cirelli, A. 2011. Geographic distribution of arsenic and trace metals in lotic ecosystems of the pampa plain, Argentina. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 86(1):129–132.

Ventura-Lima, J., Bogo, M. R. y Monserrat, J. M. 2011. Arsenic toxicity in mammals and aquatic animals: a comparative biochemical approach. *Ecotoxicol. Environ. Safe.* 74:211–218.

Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibily, R.M. y Peakall, D. B. 2006. *Principles of ecotoxicology*. CRC Press. Boca Ratón, FL.



Ensayos ecotoxicológicos con agua de un arroyo de Buenos Aires, Argentina, en el gasterópodo *Biomphalaria straminea*

Lucila T. Herbert^{1,2}, Paula F. Cossi^{1,2}, María J. Tejedor¹, Gabriela Rabuffetti¹,
Karina A. Bianco^{1,2}, Laura Raiger lustman^{2,3} y Gisela Kristoff^{1,2}

¹ Laboratorio de Ecotoxicología Acuática: Invertebrados Nativos (EAIN), Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UBA. Buenos Aires, Argentina.

² Instituto de Química Biológica de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (CONICET-UBA)

³ Laboratorio de Microbiología Ambiental y Nanotecnología, Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UBA. Buenos Aires, Argentina.

Email: giselakristoff@hotmail.com; gkristoff@qb.fcen.uba.ar

RESUMEN

El empleo de especies indicadoras es una herramienta utilizada para evaluar contaminación y biodisponibilidad de los xenobióticos. El objetivo de este trabajo consistió en estudiar distintos biomarcadores (colinesterasas, carboxilesterasas, glutatión S-transferasa, catalasa, proteínas y alteraciones del comportamiento) en el gasterópodo nativo *Biomphalaria straminea* expuestos en el laboratorio a muestras de “aguas arriba” (R) y “aguas abajo” (ABA) de huertas de uso intensivo y plantas procesadoras de un arroyo del partido de Moreno. Los muestreos fueron realizados durante junio y diciembre del 2017 y junio del 2018. La actividad de carboxilesterasas determinada con p-nitrofenilbutirato mostró un aumento del 76% y 89% en junio 2017 y 2018 respectivamente y el contenido de proteínas disminuyó levemente en diciembre en los organismos expuestos a ABA respecto a R. Estas diferencias entre estaciones pueden deberse al uso de pesticidas y descargas de las plantas que se modifiquen durante el año sumado a las distintas condiciones ambientales.

Palabras claves: BIOMARCADORES – CONTAMINACIÓN - MOLUSCOS

Introducción

Los cuerpos de agua y suelos de la región de estudio del Cuartel V del partido de Moreno, provincia de Buenos Aires, se encuentran contaminados con hidrocarburos, pesticidas y/o metales pesados debido a la presencia de huertas de uso intensivo y plantas procesadoras de residuos (Raiger lustman et al., 2015 y datos no publicados). La contaminación del agua causa problemas en la salud de las personas que habitan y trabajan en la región y en la salud del medioambiente. Una forma de detectar contaminación acuática y biodisponibilidad para los organismos consiste en el estudio de distintos parámetros biomarcadores en especies seleccionadas, cuyas alteraciones serán indicadoras de exposición y/o efecto a contaminantes (NRC, 1987). Los moluscos son considerados buenos modelos para ensayos ecotoxicológicos debido a su sensibilidad, importancia ecológica y porque en general son fáciles de obtener del

ambiente y de criar en condiciones de laboratorio (Haszprunar y Wanninger, 2012). En particular, el gasterópodo nativo *Biomphalaria straminea* presenta varias ventajas para su empleo en ecotoxicología: habita naturalmente en cursos de agua dulce de Argentina, tiene un rápido desarrollo embrionario y crecimiento, madurez sexual temprana y no requiere condiciones rigurosas para su cría y mantenimiento en el laboratorio (Cossi et al., 2018). El objetivo de este trabajo consistió en evaluar las respuestas de distintos biomarcadores en *B. straminea* al ser tratados en el laboratorio con muestras de agua de un arroyo de la región del cuartel V, Moreno, “aguas arriba” (referencia: R) y “aguas abajo” (ABA) de la zona de huertas y plantas procesadoras.

Materiales y métodos

Organismos

Los individuos de *B. straminea* son criados en el EAIN en peceras de vidrio con agua

decolorada pasivamente, aireación, temperatura de 23 ± 2 °C y bajo un régimen de fotoperiodo 12:12 h (Luz:Oscuridad). Son alimentados tres veces por semana con hojas de *Lactuca sativa* var. *capitata* L. Para todos los experimentos se utilizaron ejemplares adultos de tallas similares.

Muestras de agua y bioensayos

Se tomaron muestras de agua de R ($34^{\circ}34'51,1''$ S, $58^{\circ}50'08,6''$ W) y del sitio ABA ($34^{\circ}34'55,6''$ S, $58^{\circ}49'20,3''$ W) durante junio y diciembre del 2017 y junio del 2018. Los bioensayos se realizaron inmediatamente en EAIN exponiendo a los organismos a ambas muestras. Por tratamiento (R y ABA) se utilizaron entre 6 y 8 recipientes de vidrio conteniendo 250 ml de agua y 6 individuos en cada uno debido a su pequeño tamaño. Los bioensayos tuvieron una duración de 48 h (exposición aguda) y se realizaron en condiciones controladas de laboratorio, sin aireación y sin alimento.

Determinación de biomarcadores

A las 48 h se registró la supervivencia y se analizó el comportamiento según Kristoff et al. (2006). Luego, se realizaron los homogenatos con todos los organismos de cada recipiente, en buffer Tris HCl pH 7,5, 0,5 mM EDTA, se centrifugaron y se emplearon los sobrenadantes para la determinación de colinesterasas (ChEs), carboxilesterasas (CEs), glutatión S-transferasa (GST) y catalasa (CAT) y el contenido de proteínas totales para relativizar las actividades al contenido proteico total. ChE se determinó utilizando iodo de acetiltiocolina como sustrato, CEs con p-nitrofenilacetato (p-NFA) y p-nitrofenilbutirato (p-NFB), GST utilizando glutatión y 1-cloro-2,4-dinitrobenzenceno y CAT monitoreando la degradación de H_2O_2 siguiendo los protocolos puestos a punto en EAIN para esta especie (Cossi et al., 2018).

Análisis estadístico

Las diferencias entre tratamientos se analizaron mediante test paramétrico o no paramétrico según si se cumplieron o no los supuestos de normalidad (Test de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (Test de Levene) usando Statistica 10 y GraphPad Prism 6.01.

Resultados

En ningún caso se observó letalidad, signos de neurotoxicidad ni alteraciones del comportamiento en los organismos tratados con muestras R y ABA. El contenido de proteínas totales no difirió entre sitios en los

muestreos de junio (2017, 2018), pero disminuyeron levemente (22 %) en los organismos expuestos a ABA respecto a los tratados con R en las muestras obtenidas en diciembre del 2017. La actividad de CEs medida con p-NFB (actividad relativa) mostró aumentos estadísticamente significativos en los organismos expuestos a ABA durante junio del 2017 y junio del 2018 respecto a los organismos expuestos a R. Estos aumentos correspondieron a un 76 % en 2017 y a un 89 % en 2018 (Fig.1).

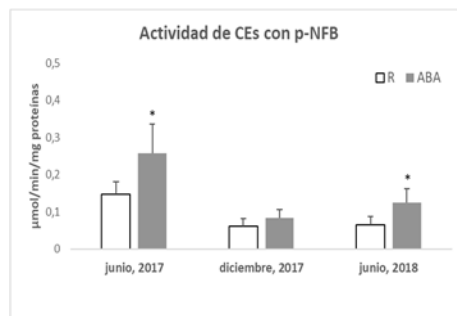


Fig. 1. Actividad de carboxilesterasas (CEs) determinadas con p-nitrofenilbutirato (p-NFB) en *B. straminea*. tratados con muestras de agua R y ABA. * indican diferencias estadísticamente significativas entre ABA y su respectivo R.

Tabla 1. Actividad de distintas enzimas en *B. straminea* tratados con muestras de agua R y ABA en junio 2017, diciembre 2018 y junio 2018.

	junio, 2017	
	R	ABA
ChE	0,052 \pm 0,009	0,09 \pm 0,034
CEs (p-NFA)	0,223 \pm 0,04	0,312 \pm 0,07
GST	0,186 \pm 0,095	0,304 \pm 0,15
CAT	18,994 \pm 6,522	15,008 \pm 4,599
	diciembre, 2017	
	R	ABA
ChE	0,035 \pm 0,01	0,032 \pm 0,01
CEs (p-NFA)	0,12 \pm 0,06	0,17 \pm 0,09
GST	0,109 \pm 0,028	0,135 \pm 0,056
CAT	21,938 \pm 6,054	22,414 \pm 6,421
	junio, 2018	
	R	ABA
ChE	0,027 \pm 0,007	0,027 \pm 0,015
CEs (p-NFA)	0,05 \pm 0,01	0,04 \pm 0,02
GST	0,061 \pm 0,016	0,069 \pm 0,033
CAT	10,646 \pm 1,692	10,836 \pm 3,928

ChE, CE_s (p-NFA), GST y CAT no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p \geq 0,05$) entre sitios en ninguno de los muestreos (Tabla 1). También se analizaron los datos expresando las actividades enzimáticas como absolutas (sin relativizar al contenido de proteínas) y se obtuvieron las mismas significancias.

Discusión

Las principales ventajas que tiene la utilización de biomarcadores es que nos brinda información sobre la biodisponibilidad de los contaminantes y de los riesgos que implican los mismos para las especies. El estudio de respuestas tóxicas en organismos expuestos a uno o más xenobióticos en condiciones controladas de laboratorio, si bien son necesarios para conocer los mecanismos de toxicidad y la sensibilidad de las especies, difieren mucho de los ensayos en el ambiente o con agua muestreada. Principalmente, la presencia de un número desconocido de contaminantes, microorganismos y las condiciones ambientales dificultan la interpretación de los resultados. En organismos de *B. straminea* tratados con muestras de agua del arroyo "aguas abajo" de las descargas de las plantas procesadoras y de las huertas, se observaron diferencias en algunos biomarcadores respecto al sitio "aguas arriba". Esto podría relacionarse con la presencia de uno o más contaminantes. Los biomarcadores evaluados en este trabajo incluyen parámetros de neurotoxicidad (comportamiento y actividad de ChE), de detoxificación (CE_s y GST) y de defensas antioxidantes (CAT). En organismos de *B. straminea* tratados con agua de ABA se observó un aumento de la actividad de CE_s (p-NFB) durante los meses de junio. Las CE_s son una familia de isoenzimas capaces de hidrolizar carboxilésteres y cumplen la función de detoxificar compuestos exógenos y endógenos. Estas enzimas son sustrato-poco específicas y pueden determinarse con varios tipos de sustratos. Coincidiendo con otros autores, (Otero y Kristoff, 2016) los resultados obtenidos en este trabajo muestran que la sensibilidad a los contaminantes es dependiente del sustrato utilizado. Las CE_s son inhibidas por los insecticidas anticolinesterásicos los cuales se unen a su sitio activo y de esta manera compiten por la unión de ChE a los pesticidas, pero también se inducen, como mecanismo detoxificante, en presencia de xenobióticos. Trabajos previos en nuestro grupo mostraron en *B. straminea*, aumentos de CE_s luego de la exposición al neonicotinoide acetamiprid (Cossi,

2019) y al herbicida glifosato (no publicado). La presencia de contaminantes en el agua (ABA) podría aumentar la actividad de CE_s como un mecanismo de defensa. Sin embargo, al tratarse probablemente de varios xenobióticos, los efectos parciales de cada uno y de las mezclas (antagónicos, aditivos o sinérgicos) condicionan que los valores determinados sean un balance de todos los efectos. La mayor respuesta se observó durante los meses de junio lo cual puede deberse al uso estacional de pesticidas, a diferencias en las descargas de las plantas procesadoras y/o a la variación de las condiciones ambientales entre estaciones.

Agradecimientos

A los subsidios otorgados: PUE-CONICET, AGENCIA, UBA y a todo el equipo de muestreo.

Referencias

- Cossi, P. F. 2019. Efecto de la exposición subcrónica a concentraciones ambientales de contaminantes de relevancia en un gasterópodo nativo de agua dulce: *Biomphalaria straminea*. Tesis para optar el título de doctora, UBA, Argentina.
- Cossi, P. F., Herbert, L. T., Yusseppone, M. S., Pérez, A. y Kristoff, G. 2018. Environmental concentrations of azinphos-methyl cause different toxic effects without affecting the main target (cholinesterases) in the freshwater gastropod *Biomphalaria straminea*. *Ecotox. and Environm. Safety*, 162:287-295.
- Haszprunar, G. y Wanninger, A. 2012. Molluscs. *Current Biology*, 22:510-514.
- Kristoff, G., Verrengia Guerrero, N.R., Pechén D'Ángelo, A.M. y Cochón, A.C. 2006. Inhibition of cholinesterase activity by azinphos-methyl in two freshwater invertebrates: *Biomphalaria glabrata* and *Lumbriculus variegatus*. *Toxicology*, 222:185-194.
- NRC. 1987. Committee on Biological Markers of the National Research Council (NRC), Biological markers in environmental health research. *Environ. Health Perspect.* 74:3-9.
- Otero, S. y Kristoff, G. 2016. *In vitro* and *in vivo* studies of cholinesterases and carboxylesterases in *Planorbis corneus* exposed to a phosphorodithioate insecticide: finding the most sensitive combination of enzymes, substrates, tissues and recovery capacity. *Aquatic Toxicology* 180:186-195.
- Raiger lustman, L.J., Di Schiesa, J., Basack, S. y Vullo, D. 2015. Effect of intensive use of soils in small horticultural production units of Moreno district, Buenos Aires metropolitan area. *XI Congreso de Microbiología General*, Córdoba. www.somige.org.ar.



La exposición crónica a un formulado comercial de glifosato afecta diferentes niveles de organización biológica en *Jenynsia lineata*

**Andrea Cecilia Hued^{1,2}, Luciana LeBihan¹, María Laura Ballesteros^{1,2},
María Angelina Roggio¹ y Alejo Bonifacio^{1,2}**

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Cátedra de Diversidad Biológica IV. Córdoba, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA). Córdoba, Argentina.
Email: achued@gmail.com

RESUMEN

El objetivo principal fue evaluar los efectos de la exposición crónica a un formulado comercial de glifosato a través de un conjunto de biomarcadores medidos a diferentes niveles de organización biológica. Para alcanzar este objetivo, individuos de *J. lineata* fueron expuestos a concentraciones subletales del herbicida durante seis semanas. De los parámetros medidos, es necesario destacar el efecto del formulado sobre aspectos reproductivos de *J. lineata*. Tanto el número de cópulas como el recuento espermático de esta especie se vieron negativamente afectados por la exposición crónica al formulado. Ya que una de las concentraciones utilizadas está dentro del rango de las registradas en ambientes acuáticos, y dado que las poblaciones naturales de esta especie se solapan con las extensiones cultivadas, se evidencia el riesgo de supervivencia que corre la especie, al estar afectados parámetros relevantes para la reproducción.

Palabras claves: GLIFOSATO – BIOMARCADORES - PECES

Introducción

En Argentina, dentro de la producción agrícola, la siembra directa de semillas transgénicas de soja y maíz representa aproximadamente el 67% del total sembrado (Ministerio de Agricultura, Presidencia de la Nación Argentina, 2018). Aunque durante su producción se utiliza una gran variedad de agroquímicos, el más aplicado sigue siendo el glifosato (N-[fosfonometil] glicina), herbicida no selectivo y altamente soluble en agua. Los formulados comerciales contienen glifosato como ingrediente activo y polietoxileno amina (POEA), un tensioactivo no iónico, que se agrega para aumentar la eficiencia del ingrediente activo al promover la penetración del herbicida a través de la cutícula de la planta. El glifosato puede alcanzar ríos y lagos por escorrentía superficial después de la aplicación por tierra o aire, persistiendo en el suelo hasta 360 días (Perruzzo et al., 2008). En ambientes lóticos de Argentina, se han registrado concentraciones de glifosato de hasta 0,7 mg/L (Perruzzo et al., 2008), uno de

los valores más altos registrados en cuerpos de agua dulce en todo el mundo (Annett et al., 2014).

Entre los peces Cyprinodontiformes se destaca la especie *Jenynsia lineata* que presenta una amplia distribución en un área extensa de América del Sur, habitando tanto ambientes prístinos como severamente degradados (Hued y Bistoni 2005). Este pez ha sido utilizado con éxito como especie modelo para evaluar los efectos de diferentes sustancias sobre distintos procesos biológicos (Mastrángelo y Ferrari 2013, Bonifacio et al., 2019).

Debido al amplio uso de sus formulados comerciales a nivel mundial, surge la preocupación sobre los efectos de estas sustancias sobre organismos acuáticos no blanco. El objetivo principal de este trabajo fue evaluar los efectos de la exposición crónica a un formulado comercial de glifosato a través de un conjunto de biomarcadores medidos a diferentes niveles de organización biológica. Para alcanzar este objetivo, individuos de *J. lineata* fueron expuestos a concentraciones subletales del herbicida durante seis semanas.

Después de este período, se registró el impacto del producto sobre un conjunto de biomarcadores medidos en la especie nativa *J. lineata*.

Materiales y Métodos

Los peces fueron recolectados en un sitio prístino, transportados al laboratorio y aclimatados a las condiciones del mismo (21°C, 12:12 h luz, oscuridad) durante 15 días previos a los experimentos. Se mantuvieron en un acuario con agua dechlorada y aireación. Los peces fueron alimentados dos veces al día con alimento deshidratado para peces.

Se realizaron ensayos de toxicidad semiestática a largo plazo para evaluar la toxicidad de la formulación comercial de glifosato. El formulado empleado fue Roundup Max® (Monsanto, Argentina) (RM) que contiene 67,9% de N- (fosfonometil) glicina como ingrediente activo y 32,1% como tensioactivos.

Machos y hembras fueron expuestos a las siguientes concentraciones nominales y subletales de Roundup: 0 (grupo control), 0,2 y 2 mg/L durante 42 días. Todos los ensayos se realizaron por duplicado. El agua de cada acuario se renovó parcialmente cada 2 días y se eliminó por completo una vez por semana. Los biomarcadores medidos fueron:

Parámetros de actividad sexual masculina: número de persecuciones (P), número de intentos de cópula (IA), número de cópulas (C) y éxito de apareamiento (EA), Parámetros espermáticos: viabilidad y recuento espermático.

Estado general de salud de los peces: factor de condición de Fulton (K) e índice hepatosomático (IHS)

Enzimas de biotransformación y antioxidantes (GST, CAT, GR, GPx) y acetilcolinesterasa (AChE).

Histología de hígado y branquias: caracterización de daños y cálculo de Índices Histopatológicos.

Los datos obtenidos fueron analizados a través de la Prueba de Kruskal-Wallis seguido del test de comparaciones múltiples de Dunn. Las diferencias se consideraron significativas cuando $p < 0,05$.

Resultados

El formulado comercial de glifosato afectó a distintos parámetros biológicos. En la Tabla 1 se muestran aquellas variables que mostraron diferencias significativas. El número de cópulas realizadas por los machos ante hembras no expuestas disminuyó significativamente para ambos tratamientos con RM. El mismo patrón se registró para el recuento espermático, decreciendo entre un 62 y 64% promedio con respecto al grupo control. De las enzimas medidas, la actividad de la GPx de branquias y la CAT de branquias y cerebro se incrementaron de manera significativa para la concentración más alta de RM. Por último, los organismos expuestos mostraron distintas alteraciones histológicas lo que fue evidenciado por el significativo aumento de los índices histopatológicos estimados. Ya sea en los calculados para branquias e hígado como el $IH_{(Tot)}$ que aúna los daños de todos los órganos analizados, demostraron la mayor incidencia de alteraciones histológicas en los individuos expuestos a ambas concentraciones de RM.

Tabla 1. Parámetros a distintos niveles de organización biológica en individuos control y los tratados con el formulado comercial de glifosato.

Parámetros	Tratamientos		
	0 mg/L	0,2 mg/L	2 mg/L
C	7,8±2,97 ^(a)	2,78±2,40 ^(b)	2,50±2,00 ^(b)
Recuento espermático	3336,07±944,07 ^(a)	1211,94±268,73 ^(b)	1270,49±383,39 ^(b)
IHS	1,24±0,36 ^(a)	1,36±0,83 ^(a)	2,36±1,49 ^(b)
GPx_(Bra)	0,32±0,11 ^(a)	0,39±0,20 ^(a)	0,7±0,19 ^(b)
CAT_(Bra)	2105,42±680,92 ^(a)	4085,59±1694,46 ^(a)	6322,07±435,28 ^(b)
CAT_(Cer)	5454,43±2451,14 ^(a)	10145,29±2268,62 ^(b)	12297,56±2288,67 ^(b)
IH_(Bra)	9,89 ± 7,57 ^(a)	25,57 ± 5,74 ^(b)	23,50 ± 5,74 ^(b)
IH_(Hig)	2,61 ± 2,53 ^(a)	8,30 ± 6,71 ^(b)	13,25 ± 8,84 ^(b)
IH_(Tot)	6,25 ± 3,59 ^(a)	16,93 ± 5,11 ^(b)	18,38 ± 6,02 ^(b)

Discusión

El constante incremento de la frontera agrícola está directamente relacionado al uso de formulados comerciales de glifosato y otros compuestos. Peruzzo et al (2008), quienes determinaron los niveles de glifosato en agua, sedimento y suelo de los cultivos de soja transgénicos en Argentina, han indicado un aumento significativo en la concentración de herbicidas. Por ello los resultados obtenidos denotan el riesgo al que pueden estar sometidas las poblaciones en su ambiente. De esta manera, este trabajo demuestra que la exposición crónica a concentraciones subletales del formulado comercial de RM impacta sobre diferentes niveles de organización biológica.

De los parámetros medidos, es necesario destacar el efecto del formulado sobre aspectos reproductivos de *J. lineata*. Tanto el número de cópulas como el recuento espermático de esta especie se vieron negativamente afectados por la exposición crónica a RM. Dado que una de las concentraciones utilizadas está dentro del rango de las registradas en ambientes acuáticos, y debido a que las poblaciones naturales de esta especie se solapan con las extensiones cultivadas, se evidencia el riesgo de supervivencia que corre la especie, al estar afectados parámetros de alta relevancia para su reproducción.

Por otra parte el incremento del IHS en los individuos expuestos a la concentración más alta de RM, conjuntamente con el registrado en el $IH_{(Hig)}$ para ambas concentraciones indican que el hígado, si bien no manifestó diferencias en sus enzimas de biotransformación y antioxidantes, los daños histológicos marcados (denotados por el incremento de su IH) provocan un aumento en el peso relativo del mismo. Un patrón similar mostro el $IH_{(Bra)}$ demostrando que la función respiratoria también se encuentra comprometida bajo los efectos del RM. Dicho órgano también enfrenta procesos de metabolización del tóxico, lo cual queda demostrado por el incremento significativo de la actividad de GPx y CAT branquiales. Sumado a estos incrementos también se registró un aumento de la actividad de la CAT cerebral, para ambas concentraciones respecto al grupo control. Estos resultados indican que el cerebro se encuentra combatiendo la generación tanto de H_2O_2 como de especies reactivas de oxígeno que ocurren como producto de los efectos del RM.

Las respuestas brindadas por *J. lineata* tras ser expuesto por 42 días a concentraciones subletales del formulado comercial RM, demuestran los efectos negativos del producto, tomando mayor relevancia aquellos relacionados a su reproducción.

Conclusiones

A través del presente trabajo se evidencia el riesgo al que pueden estar sometidas las poblaciones de *J. lineata* en su ambiente, cuando este último presenta glifosato. Se destaca, en particular, que la exposición crónica a concentraciones subletales del formulado comercial de RM impacta sobre uno de los aspectos biológicos fundamentales como es la reproducción de este pez, afectando el comportamiento de los machos ante las hembras.

Referencias

- Bonifacio, A. F., Cazenave, J., Bacchetta, C., Ballesteros, M. L., Bistoni, M., Amé, M. V., Bertrand, L. y Hued, A. C. 2016. Alterations in the general condition, biochemical parameters and locomotor activity in *Cnesterodon decemmaculatus* exposed to commercial formulations of chlorpyrifos, glyphosate and their mixtures. *Ecological Indicators*, 67:88-97.
- Mastrángelo, M. y Ferrari, L. 2013. *Cnesterodon decemmaculatus* juveniles as test organisms in toxicity assessment: cadmium case. *Bull. Environmetal Contamination Toxicology*, 91:49-54.
- Ministerio de Agroindustria. 2018. Presidencia de la Nación. <https://www.agroindustria.gob.ar/datosabiertos>
- Peruzzo, P. J., Porta, A. y Ronco, A. E. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environmental Pollution*, 156:61-66.
- Annett, R., Habibi, H. R. y Hontela, A. 2014. Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology*, 34(5):458-479.
- Hued, A. C. y Bistoni, M. A. 2005. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543:279-298



Cambios hematológicos y metabólicos en *Piaractus mesopotamicus* sometidos a estresores relacionados a la piscicultura

Martina Karakachoff¹, Carla Bacchetta², Andrea Rossi^{1,2}, Mirta Campana² y Jimena Cazenave^{1,2}

¹ Facultad de Humanidades y Ciencias – Ciudad Universitaria UNL, Paraje El Pozo S/N, Santa Fe, Santa Fe, Argentina.

² Instituto Nacional de Limnología (CONICET – UNL) – Ciudad Universitaria UNL, Paraje El Pozo S/N, Santa Fe, Santa Fe, Argentina.

Email: martina.karakachoff@hotmail.com

RESUMEN

La temperatura y la densidad de siembra son factores importantes que afectan el bienestar de los peces de cultivo. El objetivo de este trabajo fue investigar los efectos del estrés térmico y la alta densidad sobre parámetros hematológicos y metabólicos de *Piaractus mesopotamicus*. En el ensayo de estrés térmico, los peces fueron expuestos a una temperatura control ($24 \pm 0,1^\circ\text{C}$) y una temperatura baja ($14 \pm 0,1^\circ\text{C}$) durante 24 h. En el ensayo de densidad, los peces fueron sometidos a una densidad control (1 g pez/L) y una densidad alta (22 g pez/L) durante 7 días. La baja temperatura produjo un aumento de la hemoglobina y la glucemia. Por su parte, la alta densidad de cultivo causó alteraciones en la mayoría de los parámetros hematológicos, así como también una disminución de los niveles de glucosa, triglicéridos y colesterol en plasma. Ambos ensayos sugieren que *P. mesopotamicus* es una especie sensible a los estresores ensayados.

Palabras claves: PECES – TEMPERATURA - DENSIDAD

Introducción

La acuicultura es una actividad de gran importancia socio-económica (FAO, 2019). Dentro de esta actividad, se encuentra la piscicultura que se encarga de estudiar el desarrollo de cultivos de peces para el consumo humano (Henning et al., 2017). Una de las especies de peces elegida para el cultivo es *Piaractus mesopotamicus* (pacú), que en los últimos años se ha convertido en el producto más importante de la piscicultura en Argentina. Los peces criados en cautiverio pueden sufrir diferentes situaciones de estrés, que causan desórdenes fisiológicos, enfermedades y hasta mortandad (Barton, 2002). De este modo, se ha demostrado que cambios en la temperatura del agua y en las densidades de siembra son importantes estresores que pueden afectar el bienestar de los peces de cultivo (Pérez-Sánchez et al., 2013; Rossi et al., 2017). El objetivo de este trabajo fue investigar los efectos del estrés térmico y la alta densidad de

siembra sobre parámetros hematológicos y metabólicos plasmáticos de peces juveniles de *P. mesopotamicus*.

Materiales y Métodos

Los juveniles de *Piaractus mesopotamicus* fueron obtenidos de un criadero de la región ("Pez Campero", Paraná, Argentina). Se realizaron dos ensayos:

Ensayo de estrés térmico: los peces ($n=18$) con longitud estándar inicial: $7,3 \pm 0,6$ cm y un peso total inicial: $13,95 \pm 3,10$ g. fueron distribuidos aleatoriamente en acuarios bajo dos temperaturas (en incubadoras, por triplicado): una temperatura control ($24 \pm 0,1^\circ\text{C}$) y una temperatura baja ($14 \pm 0,1^\circ\text{C}$), siendo aproximadamente 7°C el límite inferior de tolerancia de esta especie (Milstein et al., 2000). Luego de 24 horas de exposición al estresor, los peces fueron anestesiados, medidos, pesados y sacrificados, tomándose muestras de sangre para la determinación de parámetros hematológicos y metabólicos.

Ensayo de densidad de siembra: los peces (n=36) con una longitud estándar inicial: $7,9 \pm 0,4$ cm y peso total inicial: $18,95 \pm 3,13$ g fueron distribuidos en acuarios bajo dos densidades: 1 g pez/L (densidad control) y 22 g pez/L (densidad alta). Cada tratamiento se realizó por triplicado. Los ejemplares fueron aclimatados durante 7 días a las nuevas condiciones. Luego de 7 días de exposición al estresor, los peces fueron anestesiados, medidos, pesados y sacrificados, tomándose muestras de sangre para la determinación de parámetros hematológicos y metabólicos.

Parámetros medidos:

-Hematológicos en sangre entera: conteo de glóbulos rojos (CGR), hematocrito (Hto), hemoglobina (Hb), e índices hematimétricos derivados (hemoglobina corpuscular media - HCM-, volumen corpuscular medio -VCM-, concentración de hemoglobina corpuscular media -CHCM-).

-Metabólicos en plasma: glucosa, triglicéridos, colesterol y proteínas totales.

Resultados

No se observó mortandad en ningún tratamiento.

Ensayo de estrés térmico: los resultados obtenidos se observan en la Tabla 1. En los peces sometidos a baja temperatura durante 24 horas se observó un aumento del contenido de hemoglobina y glucosa plasmática respecto al grupo control.

Ensayo de densidad de siembra: los resultados obtenidos se observan en la Tabla 2. En los peces sometidos a alta densidad se observó un aumento del contenido de hemoglobina y del índice CHCM. Además, se observó una disminución del Hto, VCM y de los niveles plasmáticos de glucosa, triglicéridos y colesterol.

Tabla 1. Parámetros hematológicos y metabólicos en *P. mesopotamicus* sometidos a baja temperatura.

Parámetro	Temperatura	
	24°C	14°C
Longitud estándar (cm)	7.35 ± 0.13	7.24 ± 0.15
Peso total (g)	14.22 ± 0.85	14.4 ± 0.87
CGR (x10 ⁶ mm ⁻³)	2.13 ± 0.11	2.38 ± 0.10
Hematocrito (%)	29.92 ± 1.12	30.92 ± 0.9
Hemoglobina (g100ml ⁻¹)	7.96 ± 0.13	9 ± 0.29*
HCM (pg)	38.38 ± 2.4	39.08 ± 2.91
VCM (fl)	14.57 ± 1.10	13.32 ± 0.61
CHCM (%)	278.44 ± 18.17	287.92 ± 16.17
Glucemia (g/L)	0.64 ± 0.03	0.85 ± 0.06*
Triglicéridos (g/L)	2.09 ± 0.14	2.69 ± 0.43
Colesterol (g/L)	1.01 ± 0.04	0.92 ± 0.06
Proteínas (g/dL)	2.74 ± 0.09	2.51 ± 0.04

Tabla 2. Parámetros hematológicos y metabólicos en *P. mesopotamicus* sometidos a alta densidad.

Parámetro	Densidad	
	1 g/L	22 g/L
Longitud estándar (cm)	7.85 ± 0.09	8.12 ± 0.13
Peso total (g)	18.95 ± 0.68	19.85 ± 0.67
CGR (x10 ⁶ mm ⁻³)	1.5 ± 0.09	1.68 ± 0.04
Hematocrito (%)	32.19 ± 1.62	28.43 ± 0.62*
Hemoglobina (g100ml ⁻¹)	7.13 ± 0.21	8.05 ± 0.16*
HCM (pg)	49.24 ± 3.41	48.18 ± 1.45
VCM (fl)	225.83 ± 22.95	170.43 ± 6.74*
CHCM (%)	22.84 ± 1.78	28.47 ± 0.99*
Glucemia (g/L)	1.03 ± 0.06	0.77 ± 0.02*
Triglicéridos (g/L)	7.21 ± 0.41	5.02 ± 0.23*
Colesterol (g/L)	2.88 ± 0.29	2.01 ± 0.12*
Proteínas (g/dL)	3.22 ± 0.12	3.17 ± 0.11

Los valores son expresados como media ± EE. CGR: conteo de glóbulos rojos; HCM: hemoglobina corpuscular media; VCM: volumen corpuscular medio; CHCM: concentración de hemoglobina corpuscular media. Los datos con asterisco en una fila son significativamente diferentes.

Discusión

Los peces, debido a su ectotermia, están sujetos constantemente a la variación de la temperatura ambiental, es por ello que cambios en la temperatura óptima del agua de cultivo puede provocar efectos adversos (Ibarz et al., 2010). Luego de 24 horas de exposición, los peces sometidos a estrés térmico mostraron un aumento de la hemoglobina y de la glucosa en plasma. El aumento en el contenido de glucosa plasmática sugiere que vías metabólicas, como la glucogenólisis, podrían estar activándose para proporcionar la mayor demanda de energía producida por la situación de estrés (Ji et al., 2016; Sun et al., 2019). De este modo, el aumento en la concentración de Hb asegura el aporte de oxígeno para la generación de ATP (Panase et al., 2018). Resultados similares se observaron en *Hoplosternum littorale* sometidos a baja temperatura durante 24 horas (Rossi et al., 2017).

La densidad de siembra es otro factor clave que afecta el bienestar de los peces de cultivo. Así, un aumento en la densidad puede afectar su fisiología y comportamiento (Ashley, 2007). En peces sometidos a alta densidad de cultivo se observó un aumento de la Hb y CHCM. Montero et al. (2001) sugieren que este efecto podría deberse al incremento de la demanda de oxígeno debido a la situación de estrés. Por otra parte, se observó también una disminución del Hto y del VCM. Esta respuesta podría indicar un aumento de la lisis celular, contrarrestada por un aumento de la producción de glóbulos rojos inmaduros como respuesta compensatoria a la situación de estrés. En relación a los parámetros metabólicos, los peces sometidos a alta

densidad de siembra mostraron una disminución de los niveles plasmáticos de glucosa, triglicéridos y colesterol. Esto puede deberse a una disminución en la tasa de alimentación debido al estrés (Braun et al., 2010). Pérez-Sánchez et al. (2013) obtuvieron resultados similares con *Sparus aurata* sometidos a alta densidad durante 72 horas.

Conclusiones

P. mesopotamicus es una especie sensible a la disminución de la temperatura del agua de cultivo y a altas densidades de siembra. Estos estresores fueron capaces de producir cambios significativos en parámetros hematológicos y metabólicos en el pez, siendo la alta densidad de siembra el estresor que produjo la mayor cantidad de cambios en los parámetros evaluados.

Referencias

- Ashley, P. J. 2007. Fish welfare: Current issues in aquaculture. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 104:199-235.
- Barton, B. A. 2002. Stress in fishes: a diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. *Integ. Comp. Biol.*, 42:517-525.
- Braun, N., Lima de Lima, R., Baldisserotto, B., Dafre, A. L. y Pires de Oliveira Nuñez, A. 2010. Growth biochemical and physiological responses of *Salminus brasiliensis* with different stocking densities and handling. *Aquaculture*, 301:22-30.
- FAO. 2005-2019. National Aquaculture Sector Overview. Visión general del sector acuícola nacional - Argentina. National Aquaculture Sector Overview Fact Sheets. Texto de Panné Huidobro, S. En: Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO [en línea]. Roma. Actualizado 12 June 2018.
- Henning, H., Curto, A., Zeballos, B. y Asoli, C. 2017. *INTA y el desarrollo de la piscicultura en Argentina: experiencias de tecnología organizacional y de agregado de valor en origen*. Entre Ríos, Ediciones INTA.
- Ibarz, A., Blasco, J., Gallardo, M. A. y Fernández-Borrás, J. 2010. Energy reserves and metabolic status affect the acclimation of gilthead sea bream (*Sparus aurata*) to cold. *Comp. Biochem. Physiol.*, 155:319-326.
- Ji, L., Jiang, K., Liu, M., Wang, B., Han, L., Zhang, M. y Wang, L. 2016. Low temperature stress on the hematological parameters and HSP gene expression in the turbot *Scophthalmus maximus*. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34:430-440.
- Milstein, A., Zoran, M., Peretz, Y. y Joseph, D. 2000. Low temperature tolerance of pacu, *Piaractus mesopotamicus*. *Environ. Biol. Fish.*, 58: 455-460.
- Montero, D., Tort, L., Robaina, L., Vergara, J. M., Izquiero, M. S. 2001. Low vitamin E in diet reduces stress resistance of gilthead seabream (*Sparus aurata*) juveniles. *Fish & Shellfish Immunology*, 11:473-490.
- Panase, P., Saenphet, S. y Saenphet, K. 2018. Biochemical and physiological responses of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* L. in subjected to cold shock of water temperature. *Aquaculture Reports*, 11:17-23.
- Pérez-Sánchez, J., Borrel, M., Bermejo-Nogales, A., Benedito-Palos, L., Saera-Vila, A., Calduch-Giner, J. A. y Kaushik, S. 2013. Dietary oils mediate cortisol kinetics and the hepatic mRNA expression profile of stress-responsive genes in gilthead sea bream (*Sparus aurata*) exposed to crowding stress. Implications on energy homeostasis and stress susceptibility. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part D*, 8:123-130.
- Rossi, A., Bacchetta, C. y Cazenave, J. 2017. Effect of thermal stress on metabolic and oxidative stress biomarkers of *Hoplosternum littorale* (Teleostei, Callichthyidae). *Ecol. Indic.*, 79:361-370.
- Silva, J. W. B. E., Bernardino, G., Silva Nobre, M., Ferrari, V. A. y Mendonça, J. O. J. 1997. Cultivo do Pacú *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) em duas densidades de estocagem no nordeste do Brasil. *B. Tec. CEPTA*, 10:61-70.
- Sun, Z., Tan, X., Liu, Q., Ye, H., Zou, C., Xu, M., Zhang, Y. y Ye, C. 2019. Physiological, immune responses and liver lipid metabolism of orange-spotted grouper (*Epinephelus coioides*) under cold stress. *Aquaculture*, 498:545-555.



Efectos letales del contaminante emergente, Oxitetraciclina, sobre el desarrollo embrionario y larval de *Rhinella arenarum*

Mercedes Lourido¹, Julieta Peluso¹ y Carolina M. Aronzon¹

¹Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, CONICET, San Martín, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

Email: juli.peluso@hotmail.com

RESUMEN

La oxitetraciclina (OTC) es un antibiótico ampliamente utilizado en Argentina, principalmente en la producción animal, que puede ingresar al ambiente causando efectos adversos sobre la biota. El objetivo del trabajo fue evaluar los efectos letales y subletales de la OTC en larvas de un anfibio autóctono, *Rhinella arenarum*, mediante bioensayos estandarizados. La toxicidad letal de la OTC resultó tiempo dependiente, con una CL50-24h=121,10 mg/L y una CL50-504h=97,74 mg/L. Se observaron alteraciones en los parámetros de estrés oxidativo, respecto a los controles, en las larvas expuestas a 30, 60 y 90 mg OTC/L por 96h, con inhibición significativa de las enzimas superóxido dismutasa y catalasa, desde exposiciones de 30 mg/L, y de la glutatión S-transferasa de la exposición a 60 mg/L. Los niveles de GSH aumentaron significativamente desde la exposición a 30mg/L. Los efectos letales y subletales observados en el presente trabajo destacan la importancia de evaluar la toxicidad de este contaminante emergente en organismos nativos no blanco.

Palabras claves: ANFIBIOS - BIOENSAYO DE TOXICIDAD - CONTAMINANTES EMERGENTES

Introducción

Los contaminantes emergentes son productos químicos sintéticos o naturales, que no son comúnmente monitoreados en el ambiente pero que tienen el potencial de ingresar al mismo y causar efectos adversos en la biota y en la salud humana. En particular, los fármacos utilizados en la producción animal han cobrado potencial atención ya que ingresan fácilmente al ambiente por el exceso de alimento, las heces y orina de animales, leche, saliva y huevos (Shi et al., 2012, Tumini et al., 2016). Además, existe una ineficiencia de los procesos de degradación de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Hernando et al., 2006).

La oxitetraciclina (OTC) es una tetraciclina que se produce metabólicamente por la bacteria *Streptomyces rimosus*. Es ampliamente utilizada en Argentina para tratar infecciones bacterianas sistémicas y locales. Varios estudios han demostrado que puede alcanzar ecosistemas acuáticos, llegando a concentraciones en aguas superficiales de 1 a 10.000 ng/L. Si bien aún no se han informado concentraciones en el ambiente de la OTC en Argentina, estudios previos han identificado varios productos farmacéuticos en aguas

residuales y superficiales (Ondarza et al., 2019). Se han informado efectos tóxicos de la OTC, con CE50 desde 0,22 mg/L a 86 mg/L en algas verdes, plantas acuáticas, crustáceos y bacterias (Zoukova et al., 2011). Sin embargo, aún no han sido informados los potenciales efectos de la OTC sobre anfibios.

Los anfibios son organismos muy utilizados para estudios ecotoxicológicos (Pérez Coll et al., 2017). Por su ciclo de vida bifásico, alta permeabilidad del tegumento y branquias, presentan una alta sensibilidad, especialmente en los estadios tempranos del desarrollo. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos letales y subletales de la OTC sobre larvas del anfibio autóctono *Rhinella arenarum*.

Material y Métodos

Obtención de material biológico

La obtención del material biológico se realizó por fecundación *in vitro* de acuerdo al protocolo ANFITOX (Pérez Coll et al., 2017). Los individuos se mantuvieron en solución ANFITOX (SA), una solución salina suave.

Determinación de toxicidad

Se realizaron bioensayos de toxicidad estandarizados ANFITOX (Pérez Coll et al., 2017), con larvas (E.25) (Del Conte y Sirlin, 1951) por un período crónico (504 h). Se expusieron 10 individuos en capsulas de Petri de 10 cm diámetro a 40 ml de SA (control) y a un gradiente de concentraciones de la OTC (laboratorio Burnet®). Se utilizaron concentraciones en un rango de 30 a 115 mg/L. Los tratamientos se hicieron por triplicado. Se renovó el medio cada 48 h, la temperatura se mantuvo a 20°C \pm 2 con un fotoperiodo 16 h luz/8 h oscuridad. Se evaluaron los efectos letales y se extrajeron los individuos muertos cada 24 h.

Biomarcadores de estrés oxidativo

Se expusieron 50 larvas (E.25) en capsulas de Petri de 15 cm diámetro a 150 ml de SA (control) y a 150 ml de concentraciones subletales de OTC (30, 60 y 90 mg/L) por 96h. Los tratamientos se hicieron por triplicado, en las condiciones previamente descritas.

Las larvas fueron homogeneizadas en una solución de KCl (0,154M) con inhibidores de proteasas en frío, y se centrifugaron. Las determinaciones se realizaron en el sobrenadante. Las proteínas se determinaron mediante el método de Bradford (1976); y el glutatión (GSH) según Anderson (1985). Las actividades de las enzimas Glutación-S Transferasa (GST), Catalasa (CAT) y Superóxido Dismutasa (SOD) se evaluaron mediante el método de Habig et al. (1974), Aebi (1984) y Beauchamp y Fridovich (1971), respectivamente.

Todas las determinaciones se realizaron por duplicado utilizando un espectrómetro Perkin Elmer UV / VIS Lambda 35.

Las concentraciones letales (CL50) fueron estimadas con Statgraphics centurion XVI versión 16.1.03. Los biomarcadores de estrés oxidativo se analizaron mediante ANOVA de un factor con post test Dunnet (GraphPad Prism 6).

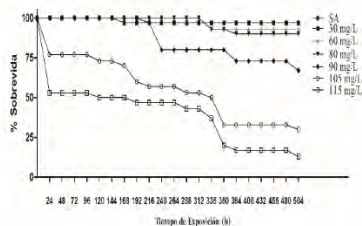


Fig. 1. Porcentaje de supervivencia de larvas de *R. arenarum* expuestas a diferentes concentraciones de OTC por 504h

Resultados

La toxicidad letal de la OTC sobre larvas (E.25) de *R. arenarum* aumentó significativamente desde las primeras 24 h de exposición hasta las 504 h, sin aumentos significativos en la exposición diaria, así la CL50-24 h fue de 121,10 (112,39-136,80) mg/L y la CL50-504 h de 97,74 (89,16-109,98) mg/L (Fig. 1)

Se observaron alteraciones en los parámetros de estrés oxidativo (Fig. 2). Las actividades de SOD y CAT disminuyeron significativamente con respecto al control, en las larvas expuestas a las tres concentraciones de OTC ensayadas (Fig. 2A-B). La actividad de GST disminuyó significativamente a partir de la concentración 60 mg/L (Fig. 2C). Los niveles de GSH aumentaron significativamente, respecto al control en todas las larvas expuestas a la OTC (Fig. 2D).

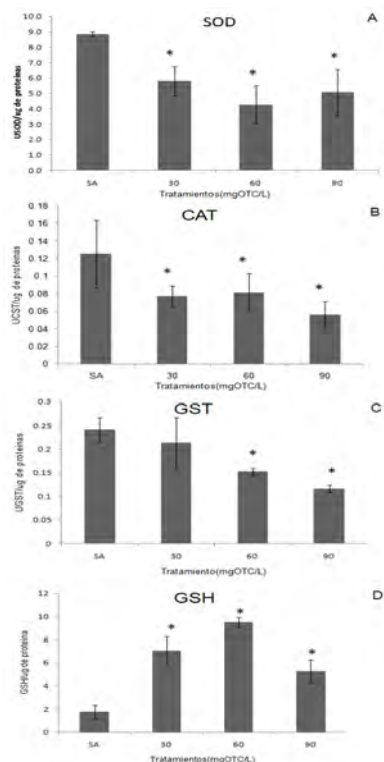


Fig. 2. Niveles/ actividad de biomarcadores de estrés oxidativo en larvas de *R. arenarum* expuestas a OTC por 96h. * Diferencia significativa respecto al control (P<0,05).

Discusión y conclusiones

El presente trabajo muestra los efectos tóxicos de la OTC en larvas de *R. arenarum*. La exposición al antibiótico causó efectos letales a las 24h, con un NOEC de 90 mg/L y un LOEC de 105 mg/L. Por otro lado, la toxicidad del antibiótico aumentó significativamente en función del tiempo de exposición, siendo tiempo dependiente, lo que resalta la importancia de la evaluación de la toxicidad a tiempos crónicos. Si bien se desconoce la sensibilidad a la OTC en otras especies de anfibios, en comparación con *Danio rerio*, cuyos embriones y larvas expuestos a la OTC por 96h no presentaron mortalidad significativa respecto de los controles a concentraciones menores a 100 mg/L (Oliveira, 2013), *R. arenarum* resultó más sensible. La exposición a la OTC también causó efectos subletales, generando un desbalance oxidativo en las larvas expuestas, mostrando una inhibición en las enzimas antioxidantes, SOD y CAT, desde exposiciones de 30 mg/L. También se observó una inhibición en la enzima GST, desde la exposición a 60 mg/L. Este desbalance en la concentración de especies pro-oxidantes y antioxidantes puede producir daño en proteínas, lípidos y ADN (Almeida et al., 2019). Por otro lado, los niveles de GSH en individuos tratados con OTC fueron mayores que el control, ésta respuesta había sido también informada en estudios anteriores con el salmón coho (Nakano et al., 2018), y estaría vinculada a la actividad de defensa antioxidante del GSH. Este trabajo demuestra los efectos letales y subletales del contaminante emergente OTC en larvas de un anfibio autóctono, *Rhinella arenarum*, destacándose la importancia de la medición de biomarcadores de estrés oxidativo como alertas tempranas de toxicidad.

Referencias

Almeida, A., Tacão, M., Machado, A., Golovko, O., Zlabek, V., Domingues, I. y Enríques, I. 2019. Long-term effects of oxytetracycline exposure in zebrafish: A multi-level perspective. *Chemosphere*, 222:333-344.

Del Conte, E. y Sirlin, L. 1951. The first stages of *Bufo arenarum* development. *Acta Zool. Lilloana*, 12:495-499.

Nakano, T., Hayashi, S. y Nagamine, N. 2018. Effect of excessive doses of oxytetracycline on stress-related biomarker expression in coho salmon. *Environ. Sci. Pollut. R.* 25(8):7121-7128.

Ondarza, P., Haddad, S., Avigliano, E., Miglioranza, K. y Brooks, B. 2019. Pharmaceuticals, illicit drugs and their

metabolites in fish from Argentina: Implications for protected areas influenced by urbanization. *Sci. Total. Environ.*, 649:1029-1037.

Pérez Coll, C., Aronzon, C. y Svartz, G. 2017. Developmental stages of *Rhinella arenarum* (Anura, Bufonidae) in toxicity studies: AMPHITOX, a customized laboratory assay. *Ecotoxicology and Genotoxicology*:407-424.

Shi, Y., Gao, L., Li, W., Liu, J. y Cai, Y. 2012. Investigation of fluoroquinolones, sulfonamides and macrolides in long-term wastewater irrigation soil in Tianjin, China. *B. Environ. Contam. Tox.*, 89(4):857-861.

Tumini, M., Nagel, O., Molina, P. y Althaus, R. 2016. Novel bioassay using *bacillus megaterium* to detect tetracycline in milk. *Rev. Argent. Microbiol.*, 48(2):143-146.

Zouneková, R., Klimešová, Z., Nepejchalová, L., Hilscherová, K. y Bláha, L. 2011. Complex evaluation of ecotoxicity and genotoxicity of antimicrobials oxytetracycline and flumequine used in aquaculture. *Environ. Toxicol. Chem.*, 30(5):1184-1189.



Efecto subletal del plaguicida spirotetramat sobre los lípidos totales del camarón de agua dulce *Macrobrachium borellii*

Constanza Mulreedy¹, Laura Cornaglia¹, Fernando Spaccesi¹, Karine Delevati Colpo¹
y Sabrina Lavarías¹

¹ Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (UNLP-CONICET) – Boulevard 120 y 60, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.

Email: mulreedy.constanza@yahoo.com

RESUMEN

Para evaluar los riesgos ecotoxicológicos de los plaguicidas es necesario realizar ensayos en organismos sensibles. En este trabajo se estudió el efecto del plaguicida de nueva generación spirotetramat, un ácido tetrámico que inhibe la síntesis de lípidos, sobre el camarón *Macrobrachium borellii*. Los camarones fueron expuestos a concentraciones subletales del plaguicida spirotetramat (0,6 y 1,2 mg/L) durante 4 y 10 días. Para cada ensayo se agregó un grupo control. Los lípidos totales fueron extraídos y analizados. Se compararon las variaciones estacionales de invierno y verano con 4 días de exposición (1,2 mg/L) y no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). Sin embargo, en el ensayo de 4 días realizado en invierno se observó una disminución de los lípidos entre los camarones expuestos a 0,6 mg/L con respecto al control ($p < 0,05$). Mientras que en el ensayo de 10 días se observó una tendencia al aumento en el contenido de lípidos en los camarones expuestos.

Palabras claves: PLAGUICIDAS – CRUSTÁCEOS - TOXICIDAD

Introducción

Los plaguicidas son muy utilizados a nivel global para el control de plagas en los cultivos. Argentina es un país productor agrícola de importancia, lo que conlleva al uso intensivo de tales compuestos que impactan sobre la calidad del ambiente (Villaamil Lepori et al., 2013). Los insecticidas más utilizados son principalmente los organofosforados y piretroides (Bonicatto et al., 2013). Sin embargo, los ecosistemas acuáticos cercanos a las áreas de aplicación pueden resultar contaminados por estos plaguicidas que ingresan por escorrentía, derrame accidental o por exceso de pulverización directa (Bonicatto et al., 2013). Varios estudios han demostrado que los invertebrados acuáticos y los peces son extremadamente sensibles a sus efectos neurotóxicos alterando diversas funciones vitales (Palmquist et al., 2012). Como una alternativa más benévola para el ambiente, surgen los plaguicidas de última generación como el Spirotetramat (STM), cuyo mecanismo de acción es la inhibición de la lipogénesis afectando el crecimiento y la reproducción (Brück et al., 2009). Debido a que en nuestro

país ya se está comercializando, surge la necesidad de evaluar su efecto tóxico en organismos que no son su blanco de acción. Considerando que varias especies de crustáceos muestran sensibilidad a pesticidas (Lavarías et al., 2013; Chang et al., 2012), se seleccionó la especie *Macrobrachium borellii* (Nobili, 1896), un camarón común en los arroyos pampeanos, como modelo de estudio. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de concentraciones subletales del STM (Movento®) sobre la concentración de lípidos totales en el hepatopáncreas, órgano principal del metabolismo energético y detoxificación en los crustáceos.

Materiales y métodos

Muestreo y mantenimiento de los camarones

Camarones adultos de *M. borellii* fueron recolectados en un arroyo cercano al Río de la Plata próximo a la ciudad de Magdalena (35°8'18"S y 57°33'58"O), Provincia de Buenos Aires. Los muestreos se realizaron utilizando copos y tamices. Los camarones fueron acondicionados en recipientes de 30 L para

transporte al Laboratorio de Bentos, Instituto de Limnología Dr. Raul Ringuelet. En el laboratorio se mantuvieron en peceras con agua decolorada, oxigenación constante, temperatura $23 \pm 1^\circ\text{C}$ y fotoperiodo natural durante un mes aproximadamente, para su aclimatación y depuración. En ese periodo los camarones fueron alimentados con la dieta recomendada por Collins y Petriella (1996).

Ensayos subletales de exposición con el insecticida STM

El primer ensayo tuvo como objetivo específico comparar el efecto de la dosis 1,2 mg/L de STM en la concentración de lípidos en el hepatopáncreas entre dos momentos del año en que las demandas metabólicas de los camarones son distintas. Uno en verano (ensayo realizado en enero) cuando la especie está en su período reproductivo, y otro en invierno (ensayo realizado en junio) cuando los camarones están en un período de crecimiento. Este ensayo tuvo duración de 4 días.

En un segundo ensayo, el objetivo fue comparar el efecto de las dosis 0,6 mg/L y 1,2 mg/L de STM en la concentración de lípidos en el hepatopáncreas entre diferentes tiempos de exposición (4 días y 10 días). Este ensayo se realizó en invierno (junio) cuando los camarones están en una misma condición metabólica.

Para ambos ensayos, 4 camarones fueron colocados en frascos de 2,5 litros (4 frascos por tratamiento $N=16$), y se los expuso a las respectivas concentraciones subletales de STM (0,6 mg/L y 1,2 mg/L) con agua decolorada, sin oxigenación, fotoperiodo natural, temperatura $23 \pm 1^\circ\text{C}$ y en ayunas. Para cada ensayo se mantuvo un grupo control sin plaguicida. Se realizó el cambio de medio cada 24 horas.

Diseción de los organismos

Finalizado el período de exposición, los camarones fueron anestesiados en hielo por 5 minutos; pasado este tiempo se procedió a pesarlos y medir el largo de su cefalotórax. Luego se extrajeron los hepatopáncreas con pinzas (se agruparon en 4 pools de 4 individuos). Las muestras se conservaron en freezer a -20°C para los estudios de lípidos.

Extracción de lípidos

Se extrajeron los lípidos de los pools con la mezcla de solventes cloroformo/metanol (2:1 v/v) de acuerdo al método de Folch et al. (1957) y la cantidad de lípidos se determinó por gravimetría.

Análisis estadístico

Para evaluar las diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$) se calcularon las medias \pm desvíos estándar (SD) y se analizaron usando t-Student y ANOVA.

Resultados

Efecto estacional del STM sobre el contenido lipídico de *M. borellii*.

Como se muestra en la Tabla 1 durante la temporada de invierno no se observaron diferencias entre los camarones control y los expuestos. Aunque en verano se observa una leve tendencia a disminuir el contenido de lípidos totales con la exposición al STM no resultaron significativamente diferentes a los controles. Si se observa una diferencia significativa entre las estaciones ($p < 0,05$).

Tabla 1. Efecto subletal del STM sobre los lípidos totales del hepatopáncreas de *M. borellii* ensayados en diferentes estaciones.

Valores expresados como la media del % de lípidos en relación al peso húmedo \pm SD ($n=4$). Significativo ($p < 0,05$), (ns) no significativo

	Control	1,2 mg/L STM	p
Invierno	$8,15 \pm 0,40$	$8,44 \pm 3,10$	ns
Verano	$3,78 \pm 1,44$	$2,35 \pm 1,19$	ns

Efecto de la exposición a distintas concentraciones de Stm Movento® en *M. borellii* durante el invierno.

Durante el ensayo de 4 días se observó en los camarones expuestos a 0,6 mg/l de STM una disminución significativa ($p < 0,05$) de los lípidos totales con respecto a los controles (Fig. 1). Como se mencionó anteriormente la exposición a 1,2 mg/L de STM no provocó alteración en este parámetro. Sin embargo a los 10 días de exposición el STM causó un aumento dosis-dependiente en el contenido lipídico de los hepatopáncreas resultando significativo ($p < 0,05$).

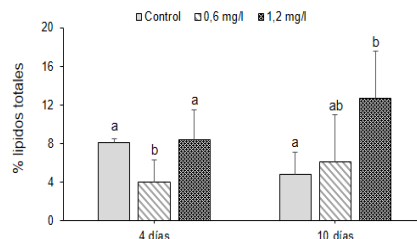


Fig. 1. Efecto subletal del STM sobre los lípidos totales del hepatopáncreas de *M. borellii* ensayados en invierno.

Discusión

Los lípidos representan las principales reservas energéticas de los camarones (Lavarías et al., 2005). El efecto inhibitorio del STM se observó a la menor concentración durante la exposición aguda (4 días) y en verano. Este hecho podría afectar principalmente el crecimiento de los juveniles y deteriorar la reproducción por inhibición de la vitelogénesis, sobre todo durante la época estival (Chen y Stark, 2010). Bajo estas condiciones queda en evidencia el mecanismo tóxico de este nuevo producto que es inhibir los lípidos como recurso energético indispensable para la reproducción (Brück et al., 2009). Sin embargo, bajo los tratamientos más estresantes (mayor concentración y tiempo de exposición) se observa una tendencia a acumular lípidos. Esta "lipogénesis" es un síntoma característico provocado por contaminantes orgánicos en los tejidos encargados de la detoxificación, como el hepatopáncreas de los crustáceos (Raftopoulou et al., 2006). Por lo tanto los resultados obtenidos en *M. borellii*, representan un punto de partida para evaluar un nuevo plaguicida del que se sabe muy poco sobre sus riesgos ecotoxicológicos en especies autóctonas de los sistemas dulceacuícolas de nuestro país. Sería interesante seguir investigando sobre el perfil lipídico, en particular en diferentes estados de desarrollo de este organismo ya que tienen diferentes necesidades metabólicas (Heras et al., 2000).

Conclusiones

Los resultados del presente trabajo muestran que el plaguicida STM afecta el contenido de lípidos totales en el hepatopáncreas de *M. borellii*. Por lo tanto, se propone evaluar el efecto de este plaguicida sobre otros organismos que forman parte de los ambientes donde son aplicados.

Agradecimientos

El presente trabajo fue financiado por el Proyecto PIP CONICET 2014-0570 y el N 869 de FCNyM-UNLP Director A. Rodrigues Capítulo.

Referencias

Bonicatto, C., Jaurequiberry, I., González, C., Alarcón, P., Castellano, G., Echegaray, A., Luliano, R., Lara, I. 2013. Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires. Defensor del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires y la Universidad Nacional de la Plata.

Brück, E., Elbert, A., Fischer, R., Krueguer, S., Kühnhold, J., Klueken, A.M., Nauen, R., Niebes, J.F., Reckmann, U., Schnorbach, H.J., Steffens, R. y van Waetermeulen, X. 2009. Movento, an innovative ambimobile insecticide for sucking insect pest control in agriculture: Biological profile and field performance. *Crop Protec.*, 28:838–844.

Chang, C.C., Rahmawaty, A. y Chang, Z.W. 2012. Molecular and immunological responses of the giant freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii*, to the organophosphorus insecticide, trichlorfon. *Aquat. Toxicol.*, 130-131:18–26.

Chen, X.D. y Stark, J.D. 2010. Individual -and population- level toxicity of the insecticide, spirotetramat and the agricultural adjuvant, Destiny to the Cladoceran, *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicol.*, 19:1124–1129.

Collins, P.A. y Petriella, A.M. 1996. Crecimiento y supervivencia del camarón *Macrobrachium borellii* (Decapoda: Palaemonidae) alimentado con dietas artificiales. *Neotrópica*, 42: 3-7.

Folch, J., Lees, M. y Sloane-Stanley, G.H. 1957. A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *J. Biol. Chem.*, 226:497-509.

Heras, H., González-Baró, M.R. y Pollero, R.J. 2000. Lipid and fatty acid composition and energy partitioning during embryo development in the shrimp *Macrobrachium borellii*. *Lipids*, 35(6):645-651.

Lavarías, S., Dreon, M., Pollero, R. y Heras, H. 2005. Change in phosphatidylcholine molecular species in the shrimp *Macrobrachium borellii* in response to water-soluble fraction of petroleum. *Lipids*, 40:487-494.

Lavarías, S., García, C., Crespo, R., Pedrini, N. y Heras, H. 2013. Study of biochemical biomarkers in freshwater prawn *Macrobrachium borellii* (Crustacea: Palaemonidae) exposed to organophosphate fenitrothion. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 96:10-16.

Palmquist, K., Salatas J. y Fairbrother A. 2012. Pyrethroid insecticides: Use, environmental fate, and ecotoxicology. En: Perveen, F. (Ed.). *Insecticides - Advances in Integrated Pest Manag.*, InTech, Rijeka, Croatia. 251–278.

Raftopoulou, E.K., Dailianis, S., Dimitriadis, V.K. y Kaloyianni, M. 2006. Introduction of cAMP and establishment of neutral lipids alterations as pollution biomarkers using the mussel *Mytilus galloprovincialis*. Correlation with a battery of biomarkers. *Sci. Tot. Environ.*, 368:597–614.

Villaamil-Lepori, E.C., Bovi Mitre, G. y Nassetta, M. 2013. Situación actual de la contaminación por plaguicidas en Argentina. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 29:25-43.



Evaluación de la toxicidad del sedimento de un arroyo analizando las alteraciones nucleares, movilidad, densidad y tamaño celular de *Nitzschia palea* (Bacillariophyceae)

María Mercedes Nicolosi Gelis, Micaela Ailén Mujica, Joaquín Cocheró, Máximo A. Simonetti, Jorge Donadelli y Nora Gómez

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", Bv 120 n°1462, CP 1900, La Plata, Argentina. CONICET, UNLP
Email: mercedesnicolosi@ilpla.edu.ar

RESUMEN

En este trabajo se reporta las respuestas de *Nitzschia palea* (Kütz.) W.Sm. 1856 vinculadas a la densidad, el tamaño celular, las alteraciones nucleares (localización anormal y membrana nuclear estallada) y la movilidad (velocidad, distancia y aceleración) relacionadas a la exposición del elutriado del sedimento de un arroyo pampeano expuesto a actividad agrícola. Los resultados demostraron que los descriptores empleados para analizar la respuesta de *N. palea* a la exposición del elutriado fueron significativas, revelando su potencial como biomonitor de efectos tóxicos. Palabras claves: PESTICIDAS – ELUTRIADO - BIOMONITOR

Introducción

Los sistemas lóticos que atraviesan la llanura Pampeana se encuentran afectados principalmente por actividades agrícolas-ganaderas, actividades industriales y el avance progresivo de la urbanización que se asienta en la región (Rodríguez Capítulo et al., 2010). Como consecuencia, los cuerpos de agua reciben directa o indirectamente descargas de diferentes tipos de contaminantes. El deterioro de la calidad de agua es mayormente causado por el ingreso de nutrientes, metales pesados, agentes patogénicos, pesticidas, herbicidas, y sedimento como consecuencia de dragados y canalizaciones (Nora Gómez y Licursi, 2001). En estos ambientes, los sedimentos acumulan muchas de las sustancias tóxicas que ingresan a los cursos de agua (Mac Loughlin et al., 2017; Ronco et al., 2008). Estos contaminantes pueden ser resuspendidos de forma natural, por procesos físicos o biológicos (bioturbación), o por la actividad humana, generando la removilización y redistribución de los contaminantes a la columna de agua desde los sedimentos.

En este sentido, el uso de organismos bentónicos, como las diatomeas, resulta muy útil para evaluar la calidad del sedimento.

Las diatomeas constituyen uno de los principales componentes del biofilm epipélico en los arroyos de la llanura Pampeana (Gómez y Licursi, 2001) y forman parte de los grupos de organismos más utilizados internacionalmente para evaluaciones de calidad de agua, particularmente en ríos y arroyos.

El objetivo de este trabajo fue analizar las respuestas de descriptores tales como la movilidad, anomalías nucleares (localización anormal de núcleo, ruptura de la membrana nuclear), densidad y el tamaño celular de *Nitzschia palea* a elutriados procedentes de sedimento de un arroyo con impacto agrícola, para proponerlos como posibles biomonitores para la evaluación de toxicidad de sedimentos

Materiales y métodos

Para la realización del ensayo de toxicidad se colectaron muestras de sedimento de la cuenca media del arroyo Carnaval. Este arroyo y sus tributarios pertenecen a una cuenca periurbana de 100 km² cercana a la ciudad de La Plata, provincia de Buenos Aires Argentina. En la cuenca alta y media de este arroyo los principales usos del suelo son la horticultura, floricultura y cultivos de soja, maíz y trigo. En el sitio seleccionado para este estudio (34°55'16,07"S - 58°6'36,09"O), el arroyo

atravesara un campo de soja en el que se emplean agroquímicos periódicamente. En mayo de 2018 se extrajo 1 kg de sedimento procedente de los 5 cm superficiales del lecho del arroyo. Para el ensayo en laboratorio se utilizó un monocultivo de *Nitzschia palea* (NPAL), previamente aislado de sedimentos del Arroyo Martín y cultivado en medio de cultivo de diatomeas diluido (1:2) según (Guillard y Lorenzen, 1972). El bioensayo se inició con un inóculo proveniente del cultivo en fase de crecimiento exponencial. Para la obtención de los elutriados se siguió una modificación del protocolo de Pica Granados y Trujillo Domínguez (2008), utilizando medio de cultivo. El bioensayo se inició con una siembra de un inóculo de 10000 células/ml en el laboratorio de bioensayos con temperatura controlada (25 °C) y luz natural. Cada siembra se realizó en frascos de vidrio de 200 ml conteniendo 90 ml de medio de cultivo (controles) o elutriado (tratamiento) y 10 ml del cultivo de NPAL. Se utilizaron 5 réplicas para cada día de muestreo: día 0 (comienzo de la experiencia), a las 24 hs (T1), a las 48 hs (T2), a las 72 hs (T3) y a la semana de exposición (T4). Además, un control de elutriados sin diatomeas fue usado para medir cualquier posible degradación de pesticidas debido al medio.

Durante la experiencia se midieron parámetros físicoquímicos (pH, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto) en cada unidad experimental. También se analizaron las concentraciones de nutrientes al comienzo, a las 72 hs y al final de la experiencia (APHA, 2012). Además, se midieron concentraciones de metales pesados (Cr, Cd, Zn, Cu) por espectrofotometría de absorción atómica usando (Espectrofotómetro Buck 200), y pesticidas (organofosforados y organoclorados) por GC-ECD/GC-MS en los elutriados.

Las variables biológicas medidas fueron:

Densidad celular: mediante recuentos en 1 ml con cámara de Neubauer, bajo microscopio óptico a una magnificación de 200X.

Tamaño celular: Se midió el largo de 10 diatomeas seleccionadas al azar, por réplica.

Alteraciones nucleares (localización anormal del núcleo; ruptura de membrana nuclear): se tiñeron las muestras con Hoechst 33342 y se analizaron a una magnificación de 600X.

Movilidad: a partir de una submuestra de 1ml colocada en una cámara de Sedgewick-Rafter con un aumento de 200X y una cámara Olympus QColor5 se filmaron videos de 30 seg y 5 cuadros /seg. Para cada réplica se filmaron 10 videos de campos escogidos al azar. El movimiento de cada diatomea fue medido

utilizando el software abierto Tracker (<https://physlets.org/tracker>). Se midieron las variables: velocidad ($\mu\text{m sec}^{-1}$), distancia (μm) y aceleración ($\mu\text{m sec}^{-2}$).

Las diferencias entre control y tratamiento de las medidas biológicas fueron testeadas usando un ANOVA 2 vías (Tratamiento y Tiempo).

Resultados

La conductividad, temperatura y oxígeno disuelto no mostraron diferencias significativas entre Control y Tratamiento a lo largo de la experiencia (ANOVA, Tratamiento*Fecha $p < 0,05$). El pH fue significativamente mayor en el Control. En los elutriados, la concentración (mg L^{-1}) de nitratos fue de $0,08 \pm 0,03$, de amonio $< 0,001$, de nitritos $0,11 \pm 0,04$, y de fosfatos $0,26 \pm 0,03$. La concentración (mg L^{-1}) de Zn medida en los elutriados fue de 0,16 y la de Cu fue de 0,012, las concentraciones de Cd y Cr estuvieron por debajo del límite de detección, mientras la concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$) de endosulfán α fue de 1,1 la de endosulfán β de 0,5 la de endosulfán sulfato 0,2 y la de lindano 0,18.

La densidad de NPAL en los controles aumentó desde T0 ($85 \pm 26 \text{ cél ml}^{-1}$) hasta T4 ($657,6 \pm 272,9 \text{ cél ml}^{-1}$), mientras que en los tratamientos no hubo diferencias significativas entre T0 ($146,2 \pm 72,7 \text{ cél ml}^{-1}$) y T4 ($362,8 \pm 307,1 \text{ cél ml}^{-1}$). Al final de la experiencia la densidad de NPAL fue significativamente mayor en los controles que en los tratamientos. En cuanto al tamaño celular, el largo no varió significativamente en todos los tiempos en el control ($22,4 \pm 0,37 \mu\text{m}$), mientras que en los tratamientos la media del largo celular disminuyó significativamente de $22,6 \pm 0,61 \mu\text{m}$ en T0-T3 a $20,6 \pm 0,7 \mu\text{m}$ en T4. Además, en último tiempo la longitud media de las células fue significativamente menor en los tratamientos con respecto a los controles.

Todas las medidas de movilidad (velocidad media, aceleración y distancia recorrida) fueron significativamente menores en los tratamientos a partir de T2 hasta el final del experimento cuando se comparan con los controles. La velocidad media en los tratamientos fue de $1,3 \pm 0,33 \mu\text{m/seg}$, mientras que en los controles fue de $2,9 \pm 0,49 \mu\text{m/seg}$. La aceleración media en los tratamientos fue de $3,2 \pm 0,6 \mu\text{m/seg}^2$, y en los controles fue de $6,4 \pm 1,71 \mu\text{m/seg}^2$. La distancia media, fue de $48,3 \pm 13,79 \mu\text{m}$ en los tratamientos, mientras que en los controles fue de $85,7 \pm 16,77 \mu\text{m}$.

La proporción de núcleos con ruptura de membrana fue significativamente mayor en los

tratamientos a partir de T1. Lo mismo ocurrió con la proporción de núcleos mal localizados. Los p-valores del ANOVA 2 vías para las variables biológicas se muestran en la tabla 1.

Tabla1. p-valores del ANOVA 2 vías de los descriptores de *N. palea* analizados

Tratamiento	tiempo	T*t
Densidad	0,40	0,00
Longitud	0,31	0,02
Velocidad	0,00	0,00
Aceleración	0,00	0,00
Distancia	0,01	0,01
Ruptura de membrana	0,01	0,01
Loc.		
anormal	0,03	0,12
		0,55

Discusión

Los resultados de esta experiencia demuestran que la densidad, el tamaño celular, la movilidad y el estado de los núcleos de NPAL se ven afectados cuando son expuestos al elutriado de los sedimentos del arroyo Carnaval, los cuales presentaron concentraciones de endosulfán y lindano superiores a los niveles guía para la protección de la vida acuática establecidos por la secretaría de recursos hídricos de la Nación ($\leq 0,007$ ul/L, $\leq 0,02$ ul/L respectivamente).

Varios autores han registrado que la densidad de las diatomeas resulta afectada negativamente frente a la exposición a metales y pesticidas (Pandey et al., 2017). Por otra parte la reducción del tamaño celular, además de estar relacionado con la forma de reproducción asexual que presentan las diatomeas, también ha sido reportada como una respuesta a la exposición a tóxicos, tales como metales pesados y pesticidas (Pandey et al., 2018). En cuanto a la movilidad, las medidas respondieron negativamente a la exposición al elutriado. Nuestro resultado concuerda con los obtenidos por Cohn et al. (2003) quien reporta menores valores de velocidad frente a la exposición a elutriados tóxicos. Pandey y Bergey (2016), sugirieron que la movilidad resultó ser una buena herramienta para indicar contaminación por Zn y Cu, sin embargo, las concentraciones registradas por ellos fueron mucho mayores que las detectadas en este trabajo.

Las alteraciones nucleares (localización anormal y ruptura de membrana) fueron mayores en los tratamientos, coincidiendo con los resultados reportados por Debenest et al. (2008) y Licursi y Gómez (2013). Se puede concluir que los descriptores utilizados en este estudio son útiles

para evaluar la toxicidad de elutriados, y pueden ser propuestos como biomonitores de toxicidad de sedimento.

Referencias

- APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater..
- Cohn, S.A., Farrell, J.F., Munro, J.D., Ragland, R.L., Weitzell, R.E. y Wibisono, B.L. 2003. The effect of temperature and mixed species composition on diatom motility and adhesion. *Diatom Research*, 18(2):225–243.
- Debenest, T., Silvestre, J., Coste, M., Delmas, F. y Pinelli, E. 2008. Herbicide effects on freshwater benthic diatoms: Induction of nucleus alterations and silica cell wall abnormalities. *Aquatic Toxicology*, 88(1):88–94.
- Gómez, N. y Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2):173–181.
- Guillard, R.R.L. y Lorenzen, C.J. 1972. Yellow green algae with chlorophyllide c. *Journal of Phycology*, 8:10–14.
- Licursi, M. y Gómez, N. 2013. Short-term toxicity of hexavalent-chromium to epipsammic diatoms of a microtidal estuary (Río de la Plata): Responses from the individual cell to the community structure. *Aquatic Toxicology*, 134–135:82–91.
- Mac Loughlin, T.M., Peluso, L. y Marino, D.J.G. 2017. Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Sci. Total Environment*, 598:572–580.
- Pandey, L.K., Bergey, E.A., Lyu, J., Park, J., Choi, S., Lee, H. y Han, T. 2017. The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: Insights, advances and challenges. *Water Research*, 118:39–58.
- Pandey, L.K., Lavoie, I., Morin, S., Park, J., Lyu, J., Choi, S. y Han, T. 2018. River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecol. Indicators*, 84:140–151.
- Rodriguez Capítulo, A.R., Gómez, N., Giorgi, A., y Feijoó, C. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): Implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657(1):53–70.
- Ronco, A., Peluso, L., Jurado, M., Rossini, G.B. y Salibian, A. 2008. Screening of Sediment Pollution in Tributaries From the southwestern coast of the Río de la Plata Estuary. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 15(1):67–75.



Metabolismo oxidativo del bivalvo invasor *Corbicula fluminea* en relación a las diferencias físico-químicas y presencia de metales en el Delta Bonaerense

T. Noya Abad¹, J. Peluso², Y.S. Minaberry³, S.E. Sabatini^{4,5}, J.A. Calcagno¹ y Ríos de Molina^{5,6}

¹Universidad Maimónides, Departamento de Ciencias Naturales y Antropológicas.

²Universidad de San Martín, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, IIIA, Conicet 3iA.

³Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Química Inorgánica Analítica y Química Física.

⁴Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental.

⁵CONICET-IQUIBICEN.

⁶UBA, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Química Biológica.

Email: tati_noyabad@hotmail.com

RESUMEN

Los humedales son reservorios vitales de biodiversidad y se encuentran entre los ecosistemas más productivos y amenazados del planeta, debido principalmente a las actividades humanas. En este trabajo, mediante experimentación a campo, se propone evaluar el estado de las aguas de la Primera Sección del Delta Bonaerense mediante el análisis de parámetros físico-químicos, y cómo estos junto a la presencia de metales en el medio ambiente circundante afectan los parámetros metabólicos en *C. fluminea*. A pesar de que es necesario ahondar en el estudio y los resultados mostrados son preliminares, las diferencias observadas en el metabolismo oxidativo de los animales colectados en los distintos sitios, explicarían en parte la adaptabilidad mostrada por *C. fluminea* para conquistar ambientes con distinto grado de impacto antrópico.

Palabras claves: *CORBICULA FLUMINEA* – HUMEDALES - METABOLISMO OXIDATIVO

Introducción

Los humedales son reservorios vitales de biodiversidad, se encuentran entre los ecosistemas más productivos y amenazados del planeta, debido principalmente a las actividades humanas. El Delta del Paraná es una compleja red de humedales de extensión regional, conocida como el corredor fluvial Paraná-Paraguay (Kandus et al., 2010). La introducción y posterior dispersión del bivalvo invasor *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) en el Delta pone en riesgo la heterogeneidad del ecosistema acuático. Presenta alto potencial para producir efectos negativos económicos, ecológicos, en la industria y el turismo debido al gasto económico en mantenimiento de tomas y filtros de agua (Pimental et al., 2005). Además, su enterramiento y bioturbación en los sedimentos puede desplazar o reducir el hábitat y/o limitar la disponibilidad de alimento para los bivalvos nativos (Araujo et al., 1993). Por otro

lado, es uno de los taxones más tolerantes a las altas concentraciones de nutrientes y contaminantes asociados con la urbanización, lo cual repercute en la riqueza de especies (Walsh et al., 2005). Los cambios en las variables físicas y químicas del medio acuático, naturales y/o de origen antrópico, alteran la disponibilidad y el tipo de alimento, produciendo una modificación de la tasa de filtración de los bivalvos (Velasco y Navarro, 2003). Estas alteraciones también afectan el crecimiento, la reproducción y el metabolismo de los organismos (Parrish et al., 1986). Es posible cuantificar la respuesta de los organismos a través de la determinación de variables metabólicas, como la sobreproducción de especies reactivas del oxígeno y los parámetros de estrés oxidativo, que constituyen un método validado y sirven como alerta temprana de los efectos adversos y daños resultantes de la exposición a sustancias

químicas y/o la alteración de parámetros físicos y químicos ambientales (temperatura, pH, disponibilidad de oxígeno) (Van der Oost et al., 2003).

Materiales y Métodos

Se establecieron cinco sitios de muestreo en la Primera Sección de Islas del Delta Bonaerense: Río Luján (34°24'35,64"S, 58°35'21,12"O), Río de La Plata (34°26'41,76"S, 58°30'46,44"O), Río Capitán (34°20'14"S, 58°33'32,31"O), Río Paraná de las Palmas (34°16'11,13"S, 58°39'6,56"O) y Canal Arias (34°18'59"S, 58°40'11,48"O). Estos lugares presentan distinto grado de impacto por las diferentes actividades antrópicas que se realizan en sus cursos. En cada sitio, en septiembre 2018, se colocaron 40 jaulas con seis individuos adultos cada una, amarradas a lugares estratégicos para asegurar que estén sobre el sedimento y tengan las condiciones propicias requeridas por la especie. Todos los individuos provienen del Río de la Plata y fueron aclimatados en el laboratorio, antes de ubicarlos en los sitios correspondientes. Se realizó un muestreo en diciembre 2018, se recolectaron cinco jaulas de cada sitio, se tomaron las muestras de agua pertinentes para el análisis de parámetros físicos, químicos y metales.

En cada sitio se midió *in situ* pH y conductividad con electrodo multiparamétrico. Se tomó muestras de agua para el análisis de carbono orgánico disuelto (COD), demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto (OD), amonio (NH₃), cloruro (Cl⁻), nitrito (NO₂), sulfato (SO₄), nitrato disuelto (NO₃ d), fosfato disuelto (PO₄ d), nitrato total (NO₃ t), fosfato total (PO₄ t), clorofila a (Chl a), por medio de métodos espectrofotométricos con un equipo HACH. Se determinó y cuantificó la concentración de cadmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni) en agua mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica de Llama (FAAS).

Las determinaciones de parámetros relacionados con parámetros metabólicos se realizaron sobre las fracciones solubles (sobrenadante de 11.000 rpm/g, 20 min a 4°C) de los homogenatos de glándula digestiva (1:5) utilizando buffer fosfato 0,154 M (pH 7) con inhibidores de proteasas (benzamidina 10 mM y PMSF 0,5 mM). Se estudiaron las defensas enzimáticas mediante la actividad glutatión-S-transferasa (Habig et al., 1974), las defensas no enzimáticas mediante el contenido de glutatión reducido (Anderson, 1985). Para

determinar el daño oxidativo y comprobar la participación del estrés oxidativo en la toxicidad ambiental y relacionarlo con los niveles de metales en el medio, se midió en los individuos provenientes de los distintos sitios, el daño a los lípidos (Vavilin et al., 1998).

Los resultados para cada variable estudiada se compararon estadísticamente mediante análisis de la varianza (ANOVA) de un factor. Para las comparaciones que resultaron significativas se realizaron contrastes a posteriori de Tuckey (Infostat/P 2018).

Resultados

La concentración de cromo en el Río de La Plata y de níquel en el Río Paraná de las Palmas, muestran las diferencias del impacto antrópico entre los distintos sitios estudiados (Tabla 1). Por otro lado, el análisis de los parámetros físico-químicos en el agua, mostró que en el Río Luján se midieron los valores más altos de conductividad, COD, DQO, amonio, fosfatos, nitratos y los menores de OD. El Río Capitán mostró la mayor concentración de OD y clorofila a, mientras que el Río Paraná de las Palmas y el Canal Arias la menor de la última junto al amonio (Tabla 2).

No se observaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en la concentración de proteínas en glándula digestiva de *C. fluminea* para ninguno de los sitios analizados. Los animales provenientes del Río Luján y Río de La Plata registraron los mayores niveles de glutatión reducido ($p < 0,05$). Por su parte, los animales colectados del Río Paraná registraron las mayores actividades de glutatión-S-transferasa y los menores niveles de daño oxidativo a lípidos ($p < 0,05$), mientras que los animales provenientes del Río Capitán mostraron un comportamiento inverso para ambas variables ($p < 0,05$) (Figura 1).

Tabla 1. Metales en agua (µg/L).

Referencias: 1 = Río Luján; 2 = Río de La Plata; 3 = Río Capitán; 5 = Río Paraná de las Palmas; 6 = Canal Arias.

Metales	1	2	3	5	6
Cr	3,3 ± 0,3	8,3 ± 1,2	no se detectó	4,3 ± 0,8	4,1 ± 0,7
Ni	1,5 ± 0,3	2,7 ± 0,8	no se detectó	30,1 ± 6,2	no se detectó
Cd	no se detectó	no se detectó	no se detectó	no se detectó	no se detectó

Tabla 2. Parámetros físico-químicos en agua.

F-Q	1	2	3	5	6
pH	6,53	6,07	6,06	6,89	7,06
Cond.(μ S/cm)	395	260,3	217,2	197	197,8
OD ₀ (mg/L)	7,07	7,80	7,17	6,51	5,87
OD ₅ (mg/L)	3,04	6,44	4,46	4,99	4,83
COD (mg/L)	9,35	8,06	8,81	6,67	8,92
DQO (mg/L)	38	27	29	26	30
NH ₃ (mg/L)	1,76	0,44	0,12	0,09	0,05
Cl ⁻ (mg/L)	16,3	18,8	20,2	19,6	17
NO ₂ (mg/L)	0,007	0,002	0,017	-	-
SO ₄ (mg/L)	25	25	18	21	22
NO ₃ d (mg/L)	3,10	0,03	2,80	1,5	0,04
PO ₄ d (mg/L)	1,30	0,43	0,19	0,28	0,27
NO ₃ t (mg/L)	1,30	0,50	1	0,60	0,70
PO ₄ t (mg/L)	2,28	2,42	4,16	3,64	3,42
Chl a (μ g/L)	6,84	7,46	21,77	1,24	2,61

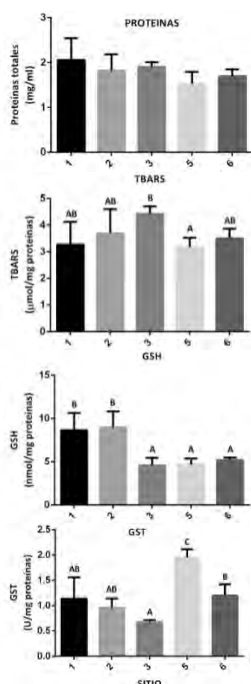


Fig. 1. Parámetros de estrés oxidativo en glándula digestiva de *C. fluminea*. Referencias: 1 = Río Luján; 2 = Río de La Plata; 3 = Río Capitán; 5 = Río Paraná de las Palmas; 6 = Canal Arias. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Discusión y Conclusiones

Los valores obtenidos de las variables físico-químicas y metales estarían indicando un efecto prooxidante en *Corbicula fluminea*, evidenciable mediante la actividad de GST, los niveles de GSH y el daño oxidativo a lípidos, intensificado en los animales provenientes del Río Luján y Río de La Plata. En dichos sitios, los mayores valores registrados de conductividad, COD, DQO, amonio, fosfato, nitrato, menor de OD, presencia de Cr y Ni, podrían explicarse a las actividades antrópicas que se realizan en sus cursos. La mayor concentración de COD, DQO, amonio y la menor de OD son producidas por la presencia de desechos cloacales, mientras que el aumento de fosfato y nitrato podría deberse a la presencia de fertilizantes. Los resultados explicarían en parte la plasticidad mostrada por *Corbicula fluminea* para ocupar nichos con distinto grado de impacto antrópico.

Referencias

- Anderson, M.E. 1985. *Meth. Enzymol.* 113:548-553.
- Araujo, R., Moreno, D. y Ramos, M.A. 1993. *American Malacol. Bull.* 10:39-49.
- Habig, W., Pabst, M. y Jakoby, W.B. 1974. Glutathione-S-transferases. *J. Biol. Chem.*, 49:7130-7139.
- Kandus, P., Morandeira, N. y Schivo, F. (eds.). 2010. FH / WI. Bs. As., Arg. 32 págs.
- Parrish, R.H., Mallicoate, D.L. y Klingbeil, R.A. 1986. *Fish. Bull.* 84(3):503-517.
- Pimentel, D., Zuniga, R. y Morrison, D. 2005. *Ecol. Econ.* 52:273-288.
- Van der Oost, R., Beyer, J. y Vermeulen, N.P.E. 2003. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 13:57-149.
- Vavilin, D., Ducruet, J., Matorin, D., Venediktov, P. y Rubin, A.B. 1998. *Photochem. Photobiol.*, 42:233-239.
- Velasco, L.A. y Navarro, J.M. 2003. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 296:79-92.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M. y Morgan, R.P. 2005. *J. North Amer. Benth. Soc.*, 24:706-723.



Detección del antibiótico veterinario monensina en el Arroyo El Pantanoso (Partido de Balcarce, Buenos Aires). Consecuencias ecotoxicológicas sobre organismos acuáticos

Débora J. Pérez^{1,2}, Elena Okada¹, Fernando G. Iturburu³, Germán Cantón², Eduardo De Gerónimo^{1,2}, Virginia C. Aparicio^{1,2}, José L. Costa¹ y Mirta L. Menone³

¹ Instituto de Tecnología Agropecuaria (INTA – Balcarce) – Ruta Nacional N° 226 Km 73,5 (7620), Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

³ Laboratorio de Ecotoxicología, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC- CONICET), Universidad Nacional de Mar del Plata – Dean Funes 3350 (7600) Mar del Plata, Argentina.

Email: perez.debora@inta.gob.ar

RESUMEN

El antibiótico ionóforo monensina se usa con fines terapéuticos y no terapéuticos en la producción mundial de carne vacuna, avícola y ovina. La presencia de monensina en ambientes acuáticos genera un alerta ecológico en detrimento de los posibles efectos sobre la salud humana y biota. Los registros de monensina en recursos hídricos provienen principalmente del Hemisferio Norte, siendo escasos en países emergentes. El objetivo fue evaluar la presencia de monensina en aguas superficiales y sus posibles consecuencias ecotoxicológicas sobre organismos acuáticos, en una cuenca agrícola-ganadera del Partido de Balcarce (Prov. Buenos Aires). La monensina se detectó en 75% de las muestras (n=20) en un promedio de $0,58 \pm 0,23 \mu\text{g/L}$, asociado principalmente a la cercanía con un matadero, lotes de engorde a corral y campos de pastoreo de ganado bovino. El análisis de riesgo ambiental reveló potenciales efectos negativos sobre organismos acuáticos.

Palabras claves: CONTAMINANTES EMERGENTES - AGUAS SUPERFICIALES - IONÓFOROS

Introducción

La presencia de productos farmacológicos en los recursos hídricos (aguas superficiales, subterráneas, agua para riego, agua potable y de bebida) a nivel mundial ha generado un alerta ecotoxicológico, fundado principalmente en la resistencia bacteriana y en los riesgos potenciales sobre la salud humana y la biota. El ingreso de fármacos veterinarios a los compartimentos ambientales está asociada principalmente a la producción avícola, ovina, vacuna (lotes de engorde a corral, sistemas de pastoreo, producción lechera), acuicultura, vertederos de aguas residuales y plantas de manufactura (Bagnis et al., 2018).

La monensina es un antibiótico ionóforo de uso veterinario que se aplica como suplemento alimentario con fines terapéuticos (contra bacterias ruminales gram-positivas) y no terapéuticos (aditivo alimentario y promotor de crecimiento) en la producción mundial de carne vacuna, avícola y ovina.

La presencia de monensina en recursos hídricos se ha estudiado principalmente en

países del Hemisferio Norte, siendo catalogada como un contaminante emergente prioritario de aguas superficiales debido al alto potencial de toxicidad en humanos (Capleton et al., 2006). Por lo que a nivel mundial, existen regulaciones y restricciones acerca del uso de monensina con fines no terapéuticos; la Unión Europea y Chile han prohibido su uso, mientras que países como Brasil y Argentina mantienen autorización de uso (Red de Seguridad Alimentaria, 2018).

Los estudios de toxicidad de monensina en biota acuáticos son escasos y se asocian con el CL₅₀ (concentración letal 50) en invertebrados y peces (EFSA, 2004). Considerando que Argentina es el tercer país a nivel mundial exportador de carne vacuna y productor de carne para consumo interno, el objetivo de este estudio fue evaluar la presencia de monensina en aguas superficiales, analizando el riesgo potencial sobre los organismos acuáticos de los niveles detectados, en el Arroyo El Pantanoso, (Partido de Balcarce, Prov. Buenos Aires).

Materiales y métodos

Área de estudio y muestreo

El Arroyo El Pantanoso está situado en Partido de Balcarce (37° 51' S 58° 18' O; 37° 37' S 58° 02' O, Fig. 1). Se seleccionaron diez sitios de muestreo desde las nacientes hasta la planicie de inundación. En el mes de Agosto de 2017, se colectaron muestras de agua superficial por duplicado, en botellas de 1 L de polipropileno. Luego, se filtraron con filtro de nylon de 0,45 µm y analizadas dentro de las 72 hs.

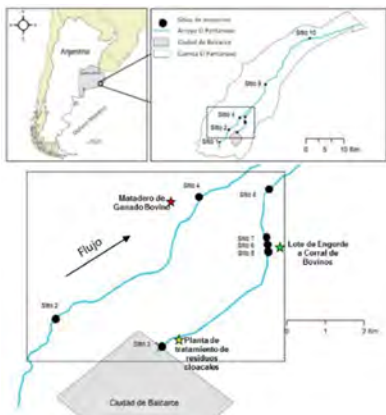


Fig. 1. Cuenca del Arroyo El Pantanoso y sitios de muestreo.

Determinación de Monensina

Monensina sal de sodio fue adquirida en SIGMA Aldrich (pureza >95%). Se siguió el método de extracción establecido por Pérez et al. (2017) para compuestos orgánicos, con modificaciones. La detección se realizó mediante cromatografía líquida y con un espectro de masas en tándem Waters® Micromass® Quattro Premier XE. El producto principal de transición de monensina (Q) fue 693,01 > 461,2 y la segunda transición (q) fue 693,1 > 675,2. Una detección se consideró cuando la relación de concentración Q/q estaba en el rango de 0,8-1,2. Los análisis se realizaron con el software Masslynx NT v 4.1 (Waters). La linealidad y precisión del método fueron satisfactorias ($R^2 \geq 0,99$, residuos $\leq 30\%$) en el rango 0,25 - 100 µg/L, con una desviación relativa estándar <20% y recuperaciones entre 70-120%. El límite de detección (LD) y cuantificación (LQ) fueron establecidos en 0,003 y 0,009 µg/L, respectivamente. Las muestras con niveles de monensina por debajo del LD, se consideraron no detectables. Cuando el nivel de

monensina estuvo por debajo del LQ, los niveles se consideraron iguales al LD.

Evaluación de riesgo ecológico

Los cocientes de riesgo (RQ: Risk Quotients) se calcularon para evaluar el riesgo potencial de monensina en organismos acuáticos. El método utiliza la relación entre las concentraciones ambientales medidas (MEC: Measured Environmental Concentration) y la menor concentración predecible que no causa efecto (PNEC: Predicted non-effect concentration):

$$RQ = MEC / PNEC$$

Los PNECs para los organismos acuáticos se calcularon dividiendo la CL₅₀ reportada para tres especies de organismos acuáticos, *Selenastrum subspicatus*, *Daphnia magna* y *Oncorhynchus mykiss* por un factor de evaluación. En este estudio, y a partir de los datos de toxicidad disponibles, se utilizó la menor CL₅₀ (*Oncorhynchus mykiss*) para establecer el PNEC y así lograr una evaluación de riesgo más protectiva para la biota acuática. Si el RQ ≥ 1 se considera un riesgo ecológico preocupante para organismos acuáticos ante la exposición a monensina.

Resultados y Discusión

Monensina en agua superficial

El antibiótico monensina se detectó en el 75% de las muestras analizadas, con una concentración promedio de $0,58 \pm 0,23$ µg/L (Tabla 1). No se detectó en los sitios 2 y 8, indicando que no hay aportes considerables de este fármaco cuando el uso del suelo está asociado a pasturas naturales. En el Sitio 3, los niveles de monensina fueron $0,05 \pm 0,03$ µg/L, indicando que las aguas residuales cloacales de la Ciudad de Balcarce, pueden contener trazas de monensina. La presencia de monensina asociada a la producción de ganado vacuno varió desde 0,20 µg/L en el Sitio 1 a 2,06 µg/L en el Sitio 4. El matadero tiene un canal directo de descarga de aguas residuales en el arroyo El Pantanoso, localizado aguas arriba del Sitio 4 (Fig.1). Dado que los residuos de monensina se han documentado en heces, orina, leche, sangre y tejidos (Donoho, 1984), y que las aguas residuales del matadero pueden contener estos residuos, es posible que estos efluentes sean una fuente de contaminación puntual de monensina en El Pantanoso. En particular, las muestras de agua superficial de los sitios 6 y 7, que están asociados con lotes de engorde a corral, contenían bajos niveles de monensina. La detección de monensina en el Sitio 9, podría estar asociada al transporte aguas abajo desde el matadero y los lotes de engorde a corral

ubicados aguas arriba. En el Sitio 10, la monensina se asoció a la presencia de ganado alimentado de pasturas naturales y alimentos balanceados enriquecidos con monensina.

Sitio	Usos del suelo	Monensina	RQ
1	Pasturas, ganado vacuno	0,20 ± 0,07	0,11
2	Pasturas	n.d.	n.c.
3	Urbano	0,05 ± 0,03	0,03
4	Matadero vacuno	2,06 ± 1,48	1,38
5	Planta tratamiento cloacal	1,00 ± 0,21	0,53
6	Lote engorde a corral bovino	0,60 ± 0,14	0,32
7	Lote engorde a corral bovino	0,60 ± 0,07	0,32
8	Pasturas	n.d.	n.c.
9	Cultivos extensivos	0,35 ± 0,03	0,19
10	Pasturas, ganado bovino pastoril	0,45 ± 0,03	0,24

Tabla 1. Usos del suelo, niveles de monensina (µg/L) y coeficiente de riesgo (RQ) por sitios. n.d.: no detectado; n.c.: no calculado.

Riesgo ecológico de Monensina

En general, no se demostró riesgo ecológico para los sitios analizados en El Pantanoso (RQs < 1), excepto para el Sitio 4 donde el RQ = 1,38, superando el límite de riesgo ecológico preocupante para la biota acuática. Este riesgo elevado está asociado a la mayor concentración detectada de monensina (Tabla 1). Los resultados obtenidos en El Pantanoso están de acuerdo con un estudio previo donde los RQs estimados para monensina en agua de escorrentía no superaron el valor de 0,12 (Hansen et al., 2009). El valor de RQ más alto en El Pantanoso coincide con el RQ estimado a partir de un registro de monensina (3,41 µg/L) asociado a lechería en una cuenca de USA, donde el RQ fue de 1,81 (Kurwadkar et al., 2013). Sin embargo, Sandoz et al. (2018) estimaron un RQ = 44,87 para una concentración de monensina en agua superficial de 84,36 µg/L asociada a un lote de engorde a corral vacuno.

Conclusiones

Este trabajo constituye el primer estudio de la ocurrencia y análisis de riesgo ambiental para organismos acuáticos del antibiótico veterinario monensina en una cuenca agrícola de la Región Pampeana. La monensina se detectó con una frecuencia comparable a otras regiones del mundo y niveles altos pueden representar un

riesgo ecológico para la biota acuática en el arroyo El Pantanoso.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó con el financiamiento parcial PICT 2014-1460 (Dra. Pérez); PICT 2014-1462 (Dr. Costa) y PNSuelo1134044 (INTA, Dra. Aparicio).

Referencias

- Bagnis, S., Fitzsimons, M.F., Snape, J., Tappin, A. y Comber, S. 2018. Processes of distribution of pharmaceuticals in surface freshwaters: implications for risk assessment. *Environ. Chem. Lett.*, 16(4):1193–1216.
- Capleton, A.C., Courage, C., Rumsby, P., Holmes, P., Stutt, E., Boxall, A.B.A. y Levy, L.S. 2006. Prioritising veterinary medicines according to their potential indirect human exposure and toxicity profile. *Toxicology Letters*, 163(3):213–223.
- Donoho, A.L. 1984. Biochemical studies on the fate of monensin in animals and in the environment. *J. Animal Sci.* 58(6):1528- 1539.
- European Food Safety Authority. Opinion of the Scientific Panel on Additives and Products or Substances used in Animal Feed on the request of the Commission on the reevaluation of coccidiostat Elancoban in accordance with article 9G of Council Directive 70/524/EEC. 2004. *EFSA Journal* 42:1-61.
- Hansen, M., Krogh, K.A., Björklund, E., Halling-Sørensen, B. y Brandt, A. 2009. Environmental risk assessment of ionophores. *Trends in Analytical Chemistry* 28(5):534-542.
- Kurwadkar, S., Sicking, V., Lambert, B., McFarland, A. y Mitchell, F. 2013. Preliminary studies on occurrence of monensin antibiotic in Bosque River Watershed. *Journal of Environmental Science*, 25(2):268-273.
- Pérez, D.J., Okada, E., De Gerónimo, E., Menone, M.L., Aparicio, V.C. y Costa, J.L. 2017. Spatial and temporal trends and flow dynamics of glyphosate and other pesticides within an agricultural watershed in Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(12):3206-3216.
- Red de Seguridad Alimentaria del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. 2018. Resistencia a la monensina. Disponible en: <https://rsa.conicet.gov.ar/>
- Sandoz, M.A., Wooten, K.J., Clendening, S.L., Hensley, L.L., Smith, L.R. y Smith, P.N. 2018. Transport mechanisms for veterinary pharmaceuticals from beef cattle feedyards to wetlands: Is aerial deposition a contributing source? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 252:14-21.



Evaluación de la toxicidad de una formulación de glifosato en una cepa autóctona de *Monoraphidium contortum* (Chlorophyta)

Jonatan Gabriel Perez¹, Anahí Magdaleno², María del C. Ríos de Molina^{3,4} y Ángela Juárez^{1,3}

¹Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental y CONICET-UBA, IBBEA, Buenos Aires, Argentina.

²Universidad de Buenos Aires, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Cátedra de Salud Pública e Higiene Ambiental, Buenos Aires, Argentina.

³Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Química Biológica, Buenos Aires, Argentina.

⁴CONICET-Universidad de Buenos Aires, IQUIBICEN, Buenos Aires, Argentina

Email: gabperez@bg.fcen.uba.ar

RESUMEN

Se evaluó el efecto de una formulación de glifosato sobre una cepa autóctona de *Monoraphidium contortum* aislada del río Matanza (Buenos Aires). La toxicidad del herbicida fue analizada mediante citometría de flujo, microscopía y espectrofotometría. La cepa fue cultivada con concentraciones crecientes de glifosato y a las 96 h se evaluó: crecimiento, CI_{50} (Concentración Inhibitoria 50), contenido de clorofila, biovolumen y niveles de especies reactivas de oxígeno (ERO, parámetro de estrés oxidativo). Los resultados obtenidos por las distintas técnicas mostraron que el glifosato provocó una disminución significativa del crecimiento y del contenido de pigmentos y un aumento significativo de ERO y volumen celular. Los resultados indican que este herbicida es tóxico para *M. contortum* y que en su mecanismo participarían procesos de estrés oxidativo. Las técnicas utilizadas para los análisis arrojaron resultados similares, pero la citometría de flujo posee la ventaja de analizar en forma rápida múltiples parámetros celulares simultáneamente.

Palabras claves: GLIFOSATO - *MONORAPHIDIUM CONTORTUM* - CITOMETRÍA DE FLUJO

Introducción

Las tecnologías agrícolas aplicadas desde hace décadas están asociadas al uso de agroquímicos y han llevado a un paulatino aumento de la contaminación ambiental. El glifosato es un herbicida que actúa inhibiendo una enzima clave de la síntesis de aminoácidos aromáticos (5-enolpiruvil shikimato-3-fosfato sintetetasa) y corresponde a uno de los herbicidas más utilizado en el mundo para el control de malezas en los sistemas de cultivos. Debido a que la mayoría de esos sistemas están asociados a cuerpos de agua, estos ambientes pueden estar en riesgo de contaminación por ingreso de herbicidas desde las tierras agrícolas. Las microalgas fitoplanctónicas son organismos claves en las tramas tróficas acuáticas y las especies de diferentes regiones pueden tener distinta sensibilidad al glifosato.

Pocos estudios han determinado la presencia de este herbicida en cuerpos de agua locales, pero se han informado, en la zona pampeana bonaerense, niveles que van desde 0,1 a 0,7 mg/L (Peruzzo et al., 2008) y hasta 10,9 mg/L durante eventos de fumigación (Ronco et al., 2008). Es importante, entonces, abordar un análisis del efecto de este herbicida sobre microalgas aisladas de cuerpos de agua de Argentina. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de una formulación de glifosato que se aplica en la región pampeana de Argentina y los posibles mecanismos involucrados en su toxicidad sobre una microalga fitoplanctónica que habita en cuerpos de agua de esa región.

Materiales y métodos

Se evaluó el efecto de la formulación Glifosato II Atanor® sobre una cepa de *Monoraphidium*

contortum (Chlorophyta) aislada del río Matanza (Buenos Aires, Argentina). La microalga fue cultivada en medio BBM con concentraciones crecientes del herbicida (0 a 6 mg p.a./L) a $24 \pm 1^\circ\text{C}$ bajo luz continua y agitación constante (3 réplicas por tratamiento). Luego de 96 h de incubación, se analizó el efecto sobre los cultivos por citometría de flujo (CF) y por las técnicas clásicas de microscopía óptica (Op), espectrofotometría (Ef) y fluorimetría (F). Los parámetros analizados fueron: 1) crecimiento de los cultivos por CF y recuento de células por Op, 2) concentración inhibitoria 50 (CI_{50}) utilizando el programa probit Probalg, 3) biovolumen por Op y CF en los cultivos expuestos a la menor y mayor concentración de herbicida, 4) contenido de clorofila *a* (*Clf a*) por Ef (Lichtenthaler, 1987), 5) autofluorescencia de la *Clf a* por CF, 6) fluorescencia de 2,7 dicloro fluoresceína diacetato por CF y por F según Wang y Joseph (1999), como indicador de niveles de especies reactivas de oxígeno (ERO, parámetro de estrés oxidativo). Los análisis por CF se realizaron utilizando un equipo FACSaria II (BD) equipado con un láser de argón (488 nm). Los resultados obtenidos para los diferentes parámetros fueron analizados mediante ANOVA de 2 factores seguido de contrastes “*a posteriori*” de Bonferroni.

Resultados

Los resultados obtenidos por CF y Op mostraron que la formulación Glifosato II Atanor® produjo una disminución del crecimiento de los cultivos, siendo estadísticamente significativa ($p<0,5$) a partir de 3 mg p.a./L o 4 mg p.a./L para CF y Op, respectivamente (Fig. 1). Las CI_{50} calculadas con los datos de CF y de recuento por Op fueron de 3,01 (2,57-3,38) mg p.a./L y 3,37 (2,7-5,09) mg p.a./L, respectivamente. Además, esta formulación produjo una alteración del volumen celular. Las células expuestas a 6 mg p.a./L mostraron un biovolumen significativamente mayor ($p<0,5$) que las células control (Tabla 1).

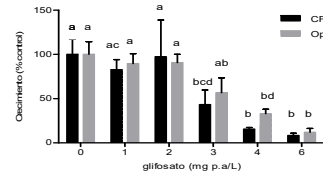


Fig. 1. Crecimiento (% del control) de los distintos tratamientos. CF: Citometría de flujo, Op: Microscopía óptica. Valores expresados como media \pm DS. Letras distintas: Diferencias significativas ($p<0,5$).

Tabla 1. Biovolumen (% del control) de células expuestas a la menor y mayor concentración de herbicida

[glifosato] mg.pa/L	CF	Op
0	100	100
1	92,9 \pm 5,9	92,6 \pm 23,69
6	184,4 \pm 14,5	297 \pm 110,18

El aumento de la concentración de glifosato produjo una disminución del contenido de *Clf a* por célula que resultó estadísticamente significativa ($p<0,5$) a partir de 2 mg p.a./L y de 3 mg p.a./L para los análisis por CF y Ef, respectivamente. El perfil obtenido por las dos técnicas de análisis aplicadas fue similar, excepto en la concentración más alta donde la técnica espectrofotométrica arrojó un valor alto con un gran desvío (Fig. 2).

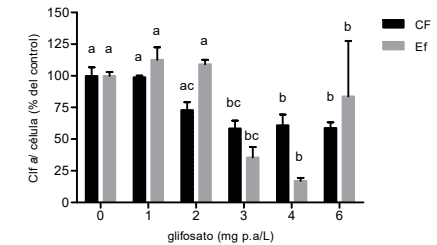


Fig. 2. Contenido de clorofila *a* (% del control) en las células de los distintos tratamientos. CF: Citometría de flujo, Ef: Espectrofotometría. Valores expresados como media \pm DS. Letras distintas: Diferencias significativas ($p<0,5$).

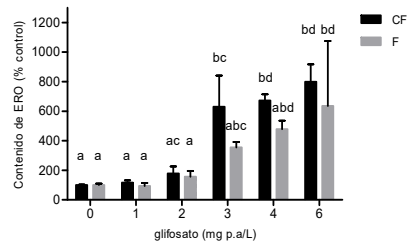


Fig. 3. Contenido de ERO (% del control) en las células de los distintos tratamientos. CF: Citometría de flujo, F: Fluorimetría. Valores expresados como media \pm DS. Letras distintas: Diferencias significativas ($p<0,5$).

La evaluación del contenido celular de ERO por CF y Ef mostró que la exposición al herbicida provocó un aumento de ERO, estadísticamente significativo respecto al control ($p < 0,5$), a partir de 3 mg p.a./L (Fig. 3).

Discusión

Los resultados de este trabajo muestran que la formulación Glifosato II Atanor® altera el crecimiento, la morfología y parámetros bioquímicos de una cepa de *M. contortum* que habita cuerpos de agua de la provincia de Buenos Aires.

El análisis del efecto sobre el crecimiento de distintos organismos permite evaluar la peligrosidad de una sustancia para el ambiente. De acuerdo con la Cl_{50} obtenida para la cepa nativa de *M. contortum* y considerando la Directiva 67/548/EEC de la Unión Europea que clasifica la peligrosidad de las sustancias para el ambiente acuático (Carlsson et al., 2006), podemos establecer que la formulación de glifosato estudiada es tóxica para la biota acuática (Cl_{50} en algas de 1 a 10 mg/L).

Aunque el mecanismo de acción del glifosato no opera a nivel de Clf, algunos autores han informado una disminución del contenido de Clf a y un aumento de ERO, de daño oxidativo y de respuestas antioxidantes (Iummato et al., 2019). En este trabajo demostramos que la formulación Glifosato II Atanor® provoca una disminución del contenido de Clf a y un aumento de los niveles de ERO en las células de *M. contortum*. Este aumento de ERO indicaría la posible inducción de estrés oxidativo. Sin embargo, para confirmar esto, es necesario analizar otros parámetros de daño oxidativo y de respuesta antioxidante.

Las técnicas aplicadas permitieron evaluar los parámetros seleccionados y arrojaron resultados comparables. Sin embargo, la CF resultó ser una técnica más ventajosa. Los perfiles obtenidos para el crecimiento por CF y Op y para el contenido de ERO por CF y F fueron equivalentes. Sin embargo la CF es una técnica mucho más rápida que evita trabajos laboriosos como los recuentos por Op. Por otra parte, los perfiles de Clf a obtenidos por CF y Ef no fueron totalmente equivalentes. En el método espectrofotométrico interfiere la eficiencia de extracción que puede estar asociada a la integridad de paredes y membranas y que explicaría la variabilidad de los resultados a altas concentraciones del herbicida. Es posible que la exposición a 6 mg p.a./L altere la integridad de las células y facilite la extracción del pigmento, obteniéndose valores por célula más altos que en

los tratamientos de 4 mg p.a./L. Esas interferencias no están presentes en el análisis por CF, ya que el citómetro analiza la fluorescencia de las células individuales.

En este trabajo se demostró, aplicando distintas técnicas, que el Glifosato II Atanor® es tóxico para una microalga aislada de un ambiente pampeano. Si bien las concentraciones ensayadas fueron superiores a la mayoría de las reportadas para Argentina, nuestros resultados muestran el potencial impacto del herbicida sobre la biota acuática durante eventos de fumigación. Por otra parte, la CF demostró ser una herramienta útil, permitiendo evaluar múltiples parámetros en simultáneo y obtener una caracterización rápida de las poblaciones de microalgas.

Agradecimientos

Financió: UBACyT N° 20020170100359BA

Referencias

- Carlsson, C., Johansson, A., Alvan, G., Bergman, K. y Kühler T. 2006. Are pharmaceuticals potent environmental pollutants? Part I: Environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients. *Science of the Total Environment*, 364:67-87.
- Iummato, M.M., Fassiano, A., Graziano, M., Cochón, A.C., Dos Santos Afonso, M., Ríos de Molina, M.C. y Juárez A.B. 2019. Effect of glyphosate on the growth, morphology, ultrastructure and metabolism of *Scenedesmus vacuolatus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 172:471-479.
- Lichtenthaler, H.K. 1987. Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology*, 148:349-382.
- Peruzzo, P.J., Porta, A.A. y Ronco, A.E. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environmental Pollution*, 156(1):61-66.
- Ronco, A., Carriquiriborde, P., Natale, G.S., Martín, M., Mugni, H. y Bonetto, C. 2008. Integrated approach for the assessment of biotech soybean pesticides impact on low order stream ecosystems of the Pampasic Region. En: J. Chen y C. Guo (eds.) *Ecosystem Ecology Research Trends*. Nova Science Publisher Inc, New York, USA. 209-239.
- Wang, H. y Joseph, J.A. 1999. Quantifying cellular oxidative stress by dichlorofluorescein assay using microplate reader. *Free Radical Biology & Medicine*, 27(5-6):612-616.



¿La degradación ambiental estructura genéticamente a las poblaciones de *Cnesterodon decemmaculatus*?

G.E Rautenberg^{1,2}, M.J. Zambrano^{1,2}, A.F. Bonifacio^{1,2}, J.M. Brito¹ y A.C. Hued^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Cátedra de Diversidad Animal IV, Córdoba, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA), Córdoba, Argentina.

Email: gisela.rautenberg@gmail.com

RESUMEN

Este estudio comparó la diversidad y estructura genética de poblaciones naturales de la especie nativa *Cnesterodon decemmaculatus*, en un gradiente de contaminación entre sitios contaminados y no contaminados en la cuenca del río Suquía (Córdoba, Argentina), utilizando dos marcadores de ADN mitocondrial, Citocromo *b* y D-loop. De acuerdo a los resultados obtenidos, la estructura genética observada en tales poblaciones no estaría determinada por el gradiente de contaminación que caracteriza a la cuenca.

Palabras claves: ESTRUCTURA GENÉTICA – CONTAMINACIÓN - *CNESTERODON DECEMMACULATUS*

Introducción

Los ecosistemas de agua dulce en las regiones neotropicales se encuentran intensa y persistentemente amenazados y/o afectados por diferentes tipos de interferencia humana, incluida la contaminación, la sobrepesca, la introducción de especies no nativas, los sistemas de represas, la minería y la deforestación. Esto pone en riesgo a una de las faunas de peces más ricas y diversas del mundo (Barletta et al., 2010). Numerosos estudios han analizado la toxicidad de diversos contaminantes ambientales en peces, pero pocos abordan los efectos toxico-genéticos a nivel poblacional, a través del estudio de las poblaciones expuestas a alteraciones ambientales. La contaminación del agua podría aumentar la diversidad genética de estas poblaciones, introduciendo nuevas variantes genéticas al pool génico, o disminuirla, por cuellos de botella poblacionales, fenómeno conocido como erosión genética. Esto último puede cambiar la estructura genética de una población volviéndola inestable y aumentando el riesgo de desaparecer en entornos fluctuantes (Mussali-Galante et al., 2014).

La cuenca del río Suquía es considerada uno de los sistemas de agua dulce más importantes del centro de Argentina y sufre desde hace décadas un fuerte impacto antropogénico. Recibe

contaminantes desde diferentes fuentes y su deterioro se ha evaluado a través de distintos compartimentos ecosistémicos, tales como agua, aire, suelo ribereño, sedimentos y las respuestas biológicas por parte de algunos organismos acuáticos (Rautenberg et al., 2015; Wunderlin, 2018; Zambrano et al., 2018). Entre estos organismos, encontramos a *Cnesterodon decemmaculatus* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae), pez endémico de América Neotropical, con alta tolerancia a la degradación del agua, abundante y ampliamente distribuido en la cuenca del río Suquía (Hued y Bistoni, 2005). El objetivo de este trabajo fue determinar si la degradación ambiental que presenta la cuenca del Suquía, estructura genéticamente a las poblaciones de *C. decemmaculatus* a lo largo de su gradiente. Para ello utilizamos los marcadores de ADN mitocondrial Citocromo *b* (Cyt *b*) y D-loop, que tienen una alta variabilidad genética y resolución para detectar diferencias genéticas a nivel poblacional (Arif y Khan, 2009).

Materiales y Métodos

Recolección de peces y muestras de agua. Se seleccionaron cuatro sitios de muestreo a lo largo de la cuenca del río Suquía con el fin de cubrir el gradiente de calidad ambiental (Fig. 1). En cada uno de ellos se capturaron hembras adultas de *C. decemmaculatus*, durante las temporadas reproductivas y no reproductivas de

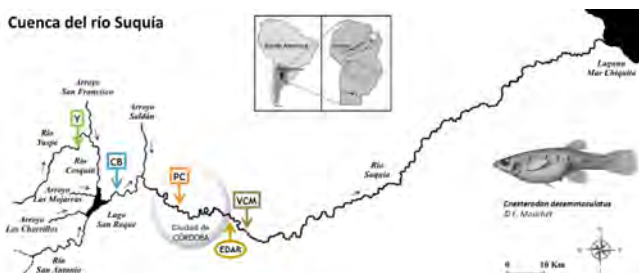


Fig. 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo: Yuspe (Y), Casa Bamba (CB), Puente Cantón (PC) y Villa Corazón de María (VCM). EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales de Bajo Grande.

la especie, en el transcurso de dos años consecutivos (2014-2016). Conjuntamente a la recolección de peces, se tomaron muestras de agua para la medición de parámetros físicos y químicos, y cuantificación de pesticidas. Por último se calculó el Índice de Calidad del Agua (ICA) (Pesce y Wunderlin, 2000) a partir de los parámetros mencionados.

Análisis molecular. Se extrajo ADN genómico total del tejido muscular de cada individuo, para amplificar las secuencias del gen del *Cyt b* y la región no codificante D-loop, mediante reacciones de PCR con primers específicamente diseñados para esta especie. Los amplicones obtenidos se secuenciaron y se verificó la presencia de secuencias mitocondriales similares al ADN nuclear, conocidas como NUMTs ó pseudogenes comúnmente presentes en marcadores mitocondriales y técnicas basadas en PCR. La contaminación de datos con NUMTs introduce ambigüedad en los análisis de ADN, por ende deben ser descartados para el análisis de la estructura genética de la población.

Resultados

Calidad del agua. El ICA permitió evidenciar un gradiente de degradación ambiental entre los sitios de muestreo, presentando el sitio Y la mejor calidad de agua y VCM el valor más bajo. Sumada a esta degradación, trabajos previos registraron en la cuenca la presencia de Endrin, Endosulfán, Clordano, Plomo, Cobre, Cromo (Maggioni et al., 2012), Atenolol, Carbamazepina, Diclofenac, Estrona, Dihidrotestosterona (Valdés et al., 2014); en el presente trabajo se registraron además Clorpirifos, cis-Permetrina y trans-permetrina.

Análisis de las secuencias de *Cyt b* y D-loop. Se obtuvieron cuatro haplotipos mitocondriales (Hap_1, Hap_2, Hap_3 y Hap_4) tanto para *Cyt b* como para D-loop, cuyas secuencias resultaron divergentes entre sí. El mapa de distribución y la red de haplotipos resultantes se detallan en la Fig. 2, con patrones similares para

ambos marcadores. En *Cyt b*, las secuencias presentaron entre 3% y 10% de divergencia intraespecífica y entre 21% y 24% de divergencia interespecífica (*C. decemmaculatus* vs. *P. reticulata*). Por su parte, D-loop arrojó entre 1% y 8% de divergencia intraespecífica y entre 16% y 17% de divergencia interespecífica. Todas estas secuencias no revelaron bandas múltiples en geles de electroforesis, ambigüedades en cromatogramas (dobles picos), indels, mutaciones de marco de lectura ni codones de parada adicionales, por lo que se descarta que sean de NUMTs. Algunas de las transiciones y transversiones presentes entre las secuencias *Cit b* dieron lugar a diez sustituciones no sinónimas de aminoácidos, las cuales ocurrieron en residuos no conservados de la secuencia de esta proteína. Este análisis se complementó con el análisis de dominios funcionales conservados (CDD) en NCBI (Marchler-Bauer et al., 2017), no identificándose cambios que alteren la conformación funcional de esta proteína. Por su parte, todas las secuencias de D-loop presentaron motivos conservados que se encuentran comúnmente en la mayoría de los peces teleósteos (Sato et al., 2016). Pocas sustituciones en estos motivos diferenciaron a los cuatro haplotipos, en algunos casos coincidiendo con los motivos de secuencias de D-loop de otros poecílidos. Por ende, la función reguladora de esta región probablemente tampoco esté afectada en los individuos con tales haplotipos divergentes.

Discusión

Los haplotipos divergentes Hap_2, Hap_3 y Hap_4 encontrados en las poblaciones de CB y VCM (Fig. 2) son probablemente funcionales y no se tratarían de NUMTs. Esta divergencia intraespecífica considerable con respecto al Hap_1, dominante en todas las poblaciones, podría deberse a la presencia de secuencias pertenecientes a una especie críptica, lo cual requeriría futuros análisis que lo demuestren. Incluir estas secuencias tan divergentes en el

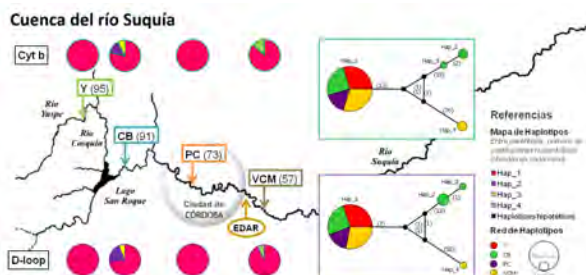


Fig. 2. Mapa de distribución y redes de haplotipos para Cyt *b* y D-loop. Para cada sitio de muestreo entre paréntesis se muestran los valores de ICA expresados en porcentaje.

análisis de estructura genética puede conducir a una sobreestimación de los índices de diversidad genética y dar lugar a una errónea interpretación de los resultados. Por esta razón, decidimos rescatar al Hap_1 como el único haplotipo representativo de la diversidad genética de las poblaciones muestreadas.

El Hap_4 de D-loop corresponde a uno de los haplotipos más ampliamente distribuidos que obtuvo Bruno et al. (2016). Su análisis sugiere una historia de colonización reciente, desde el noroeste, de poblaciones de *C. decemmaculatus* dentro del Área Pampeana Sudamericana (APS). Nuestro Hap_4 podría haberse conservado a nivel de la zona geográfica de VCM, aún luego de los cambios paleoambientales ocurridos desde el Mioceno en el APS, tales como las incursiones marinas (formación del Mar Paranaense) y la formación de cuencas de agua dulce modernas descritas en los trabajos filogeográficos de Bruno et al. (2016) y Ramos-Fregonezi et al. (2017). Por otra parte, los haplotipos divergentes Hap_2 y Hap_3 en CB, se presentaron en un escenario donde la aparición de una barrera geográfica antropogénica, el paredón del dique San Roque, es relativamente reciente. Ante la imposibilidad de definir si los haplotipos H2, H3 y H4 han sobrevivido a una posible erosión genética en el gradiente de contaminación evaluado o bien si corresponden a haplotipos de una especie críptica, esperamos poder dilucidar los resultados obtenidos hasta el momento, en un futuro abordaje morfológico sobre la especie a lo largo del curso estudiado. Este trabajo representa el primer enfoque sobre la estructura genética de poblaciones de *C. decemmaculatus* expuestas al gradiente ambiental de la cuenca del río Suquia, la cual no sería afectada por el gradiente de contaminación presente en la cuenca.

Referencias

- Arif, I.A. y Khan, H.A. 2009. Molecular markers for biodiversity analysis of wildlife animals: a brief review. *Anim. Biodivers. Conserv.* 32: 9.
- Barletta, M. et al. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J. Fish Biol.*, 76:2118-76.
- Bruno, M.C. et al. 2016. Phylogeography of *Cnesterodon decemmaculatus* (Cyprinodontiformes: poeciliidae) in Southern Pampas, Argentina: ancient versus recent patterns in freshwater fishes. *Environ. Biol. Fishes*, 99:293-307.
- Hued, A.C. y Bistoni, M.A. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543:279-298.
- Maggioni, T. et al. 2012. Bioindicators and biomarkers of environmental pollution in the middle-lower basin of the Suquia River (Córdoba, Argentina). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 63:337-353.
- Marchler-Bauer, A. et al. 2017. CDD/SPARCLE: Functional classification of proteins via subfamily domain architectures. *Nucleic Acids Res.*, 45:D200-D203.
- Mussali-Galante, P. et al. 2014. Genetic Structure and Diversity of Animal Populations Exposed to Metal Pollution. En: Whitacre, D.M. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer International Publishing, Cham. 79-106.
- Pesce, S.F. y Wunderlin, D.A. 2000. Use of water quality index to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river. *Water Res.*, 34:2915-2926.
- Ramos-Fregonezi, A.M.C. et al. 2017. Population genetic structure of *Cnesterodon decemmaculatus* (Poeciliidae): A freshwater look at the Pampa biome in Southern South America. *Front. Genet.*, 8:1-10.
- Rautenberg, G.E. et al. 2015. A multi-level approach using *Gambusia affinis* as a bioindicator of environmental pollution in the middle-lower basin of Suquia River. *Ecol. Indic.*, 48:706-720.
- Satoh, T.P. et al. 2016. Structure and variation of the mitochondrial genome of fishes. *BMC Genomics*, 17:1-20.
- Valdés, M.E. et al. 2014. Occurrence and bioaccumulation of pharmaceuticals in a fish species inhabiting the Suquia River basin (Córdoba, Argentina). *Sci. Total Environ.*, 472:389-396.
- Wunderlin, D. 2018. The Suquia River Basin (Córdoba, Argentina). The Handbook of Environmental Chemistry. Springer International Publishing, Cham.
- Zambrano, M.J. et al. 2018. Effects of water quality on aspects of reproductive biology of *Cnesterodon decemmaculatus*. *Sci. Total Environ.*, 645:10-21.



Evaluación del posible riesgo ambiental asociado a la presencia de contaminantes en efluentes generados por establecimientos lecheros y la industria láctea

C. Rodríguez¹, R.A. Sosa¹ y S.L. Fanelli^{1,2}

¹FCEyN, Universidad Nacional de La Pampa-Campus Universitario, Ruta Nac. 35, Santa Rosa (6300), La Pampa, Argentina.

²ILPLA. Instituto de Limnología - Dr. Raúl A. Ringuelet – CONICET-CCT-La Plata - FCNyM (UNLP). Boulevard 120 N° 1437, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.
Email: crodriguez0691@gmail.com

RESUMEN

El estudio de los riesgos derivados de la exposición a sustancias químicas presentes en el ambiente es un área de vacancia relativa en la provincia de La Pampa. La industria láctea, es un sector productivo que genera grandes volúmenes de residuos sólidos y líquidos. Los efluentes líquidos vertidos, sin un adecuado tratamiento, pueden generar un gran impacto ambiental. El objetivo de este trabajo fue utilizar bioensayos para determinar la toxicidad de efluentes de establecimientos lecheros primarios e industrias lácteas, estimando la efectividad del tratamiento previo a la disposición final. El diagnóstico ecotoxicológico permite avanzar en la evaluación del riesgo y toma de decisiones respecto a la eficiencia del tratamiento, la disposición final de los mismos, y/o sus usos potenciales. Dentro del marco de interés estatal y privado, es esencial la evaluación previa de dichos efluentes, para mejorar su gestión y reutilización.

Palabras claves: EFLUENTES – BIOENSAYOS – INDUSTRIA LÁCTEA

Introducción

Argentina es el 2° productor de leche de América Latina. La Pampa representa el 1,8% de la producción nacional, con 180 tambos, 29000 vacas y 200 millones de litros producidos (Anuario Estadístico de La Pampa, 2017, SENASA, 2018). El sector primario lechero se intensificó, disminuyendo el número de tambos, aumentando la producción y efluentes vertidos (Herrero, 2010). Cada vaca en ordeño genera entre 14 y 24 L de efluentes/día (Taverna et al., 2004). Éstos generalmente son almacenados o vertidos al terreno o cursos de agua (Badino et al., 2015). Las industrias de productos lácteos utilizan el 49% del total de leche producida (Ministerio de Agroindustria, 2017) y generan 0,2 a 10 L de efluente por litro de leche procesada. Los efluentes de estos establecimientos contienen P, NO₃⁻, drogas veterinarias, productos de limpieza, grasas y materia orgánica. Su vertido puede producir contaminación del suelo, menor rendimiento de las cosechas y lixiviación a las aguas subterráneas (Valencia, 2008).

Materiales y Métodos

Los muestreos fueron realizados en un Tambo (Tbo) en Santa Rosa y en dos industrias queseras, una en Gral. Campos (QGC) y Rolón (QR), de la provincia de La Pampa. El efluente de tambo se vierte sin ningún tratamiento previo, utilizándolo como riego en las inmediaciones del establecimiento. Las queserías cuentan con un sistema de tratamiento de efluentes: separación de la grasa, seguido por una pileta facultativa y otra aeróbica. El efluente tratado se utiliza para riego de los alrededores de las fábricas.

Las muestras (6 de GC, 2 del T y 2 de R) fueron recolectadas, pre y post tratamiento, durante los años 2016-2019, por triplicado, y conservadas a 4°C. Se realizaron determinaciones físico químicas: pH, conductividad, sólidos totales, filtrables y sedimentables, DQO y DBO₅ (APHA, 2012). Se llevaron a cabo bioensayos de toxicidad aguda utilizando *Daphnia magna* e *Hydra plagiodesmica* y semillas de trigo (*Triticum aestivum*). Los organismos se expusieron a diferentes concentraciones del efluente pre y post tratamiento determinando la CE₅₀ y CL₅₀. (Castillo Morales et al., 2004).

Análisis estadístico de datos

Para evaluar diferencias en las variables fisicoquímicas pre o post tratamiento del efluente se utilizó ANOVA-Test de Tukey o Prueba de Kruskal Wallis cuando los datos no presentaron normalidad (Di Rienzo et al., 2016).

Marco Legal Provincial

En la Provincia de La Pampa se encuentra vigente la Ley 1914/00 y el Decreto N° 2793/06, que detalla los máximos de emisión para diferentes tipos de desagües (Subsecretaría de Ecología, 2006).

Resultados y Discusión

Variables Fisicoquímicas

Los parámetros fisicoquímicos pre y post tratamiento, no resultaron significativamente diferentes, aunque algunos no cumplen con lo permitido por la ley. Los valores de pH para las muestras de Tbo y QR, están dentro de los límites establecidos por el Decreto 2793/06, que establece un rango de pH entre 5,5-10. Los pH hallados para QGC (4-4,6) son inferiores a esta reglamentación.

Las muestras de QGC presentaron conductividades entre 2,5-8,5 mS/cm. Mientras que las de QR fueron entre 1,3-1,8 mS/cm. Los valores elevados se asocian al vertido de salmueras utilizadas para el salado de los quesos. En las muestras del Tbo las conductividades rondaron entre los 5-5,5 mS/cm.

Las DQO obtenidas para las muestras de QGC se encuentran fuera de lo establecido en el Decreto Provincial. A su vez el porcentaje de remoción de la DQO postratamiento fue muy bajo (9-20 %). En las muestras de QR, existe una diferencia significativa entre los valores de DQO obtenidos pre y post tratamiento, con un porcentaje de remoción de la DQO elevado (65-91 %). Estos valores se encuentran dentro de lo permitido por la ley. Los niveles de DQO en Tbo (300-845 mg O₂/L) fueron superiores al máximo permitido en la reglamentación vigente.

Se estimó el valor de DBO₅, a partir de los valores de DQO determinados en las muestras según la aproximación: DBO₅/DQO=0,5, (INTI, 2010). Los valores estimados de DBO₅ para QR y Tbo se encontraron dentro de lo permitido por Ley, no así lo estimado para QGC, que supera los límites de vertido establecidos (máximo de 50 mg O₂/L para vertido en desagües a conducto pluvial abierto, curso de agua superficial y cursos de agua no permanente, y un máximo de 200 mg O₂/L para vertido en

desagües a pozos o campos de drenaje) (Subsecretaría de Ecología, 2006).

Tabla 1. Determinación de DQO (mgO₂/L) y estimación de DBO₅(mgO₂/L). C: Campos, R: Rolón y T: Tambo. Pre y postratamiento. Los números muestran el año en el que fueron tomadas

MUESTRA	DQO (mgO ₂ /L)	DBO ₅ estimada(mg O ₂ /L
C. Pre - 16/17	3319,2 ± 584,9	1659,6 ± 261,62
C. Pos - 16/17	3133,4 ± 871,03	1566,7 ± 389,54
R. Pre-18/19	559,16 ± 272,26	279,55 ± 136,1
R. Pos-18/19	97,43 ± 39,43	48,72 ± 19,71
Tambo 18/19	593,83 ± 355,53	296,92 ± 177,77

Los sólidos sedimentables obtenidos para las muestras de QGC (1 - 20 ml/L) y el Tbo (4 - 5,2 ml/L), son superiores a los límites establecidos en el Decreto Provincial vigente, (0,5 ml de sól./L a los 10 min., y un 1 ml de sól./L a las 2 h). En el caso de QR (0 - 10 ml/L), existió una sola muestra pretratamiento que presentó niveles superiores a lo permitido por el decreto.

Bioensayos de toxicidad

Tabla 2. CL₅₀ para diferentes organismos de prueba con sus respectivas conversiones a unidades tóxicas (UT) (Castro et al., 2002)

MUESTRA	CL50 (%)	O. PRUEBA	UT	CATEGORÍA
C. Pre16	<1	Daphnia	100	1-Muy tóxica
C. Pos16	2,56 - 2,66 (IC95% 1,13-5,78)	Daphnia	37 - 39	2-Muy tóxica
C. Pre17	1,99 - 5,06 (3,53 ± 2,1)	Hydra	19 - 50	3-Muy tóxica
C. Pos17	1,77 - 1,91 (1,84 ± 0,1)	Hydra	52 - 56	4-Muy tóxica
R. Pre1-18/19	12,14 - 13,61 (9,7 - 16,9)	Daphnia	7,35	1-Muy tóxica
R. Pos1-18	42,12 (IC95% 31,78-57,72)	Daphnia	2,37	2-Tóxica
R. Pos2-19	191,45 (IC95% s/d)	Daphnia	0,52	5-No tóxica
T-18/19	>15 (IC95% 9,4-17,6)	Daphnia	> 6	1-Muy tóxica

Según la Tabla 2, los efluentes vertidos por QGC, son de alta toxicidad, y podría generar grandes inconvenientes en el suelo en el que son vertidos.

Para QR, el tratamiento del efluente previo al vertido tiene una alta eficiencia de remoción de contaminantes, con la subsiguiente disminución de la toxicidad.

Para el caso del Tbo, la toxicidad del efluente vertido es significativamente alta.

En los bioensayos utilizando semillas de trigo, se evaluó el crecimiento de la radícula y el hipocotilo de las plántulas. Se encontraron diferencias significativas entre el % de inhibición

del crecimiento de la radícula en los efluentes de QR pre (-4,56-18,11%) y post tratamiento (35,7-56,6 %), verificándose una disminución de la toxicidad al realizar el tratamiento del efluente.

En los efluentes del Tbo el porcentaje de inhibición de la radícula fue de 11,98 - 39,83%. No se han encontrado diferencias significativas respecto a la elongación o el porcentaje de inhibición del hipocotilo para ninguna de las muestras, tanto del Tbo como de QR. La significativa bioestimulación del tallo podría deberse a un mecanismo de las plantas para compensar excesos de nitrógeno mediante el aumento de la proporción tallo:raíz. De manera que, en muestras de agua con una alta concentración de nutrientes tanto de origen natural como producto de descargas contaminantes, la sobreestimulación de la elongación del tallo podría solapar el efecto de compuestos tóxicos.

Conclusiones

De acuerdo a los resultados obtenidos, podemos concluir que el efluente proveniente de la quesería de Gral. Campos y el efluente del Tambo, no se encuentran en condiciones adecuadas para ser vertidos a un campo de drenaje tal como lo establece el Decreto Provincial N°2793/06. En el caso del efluente de la quesería a pesar de contar con una planta de tratamiento del efluente, esta no es eficaz. Respecto al efluente de Tambo, que no cuenta con una planta de tratamiento, sería de interés que se considere su implementación para mejorar los parámetros físico químicos y toxicológicos antes del vertido del efluente, evitar futuros problemas ambientales. En el caso de la quesería de Rolón, los parámetros físico químicos y toxicológicos del efluente luego de pasar por la planta de tratamiento mejoraron sustancialmente, haciéndolo apto para su vertido según lo establecido por el Decreto Provincial vigente. Con estos resultados podemos asegurar que la planta de tratamiento de esta industria conlleva un proceso eficaz de saneamiento del efluente para su utilización como agua de riego. Los resultados obtenidos en los ensayos de semillas, indican que los efluentes de este tipo de establecimientos (tambos y queserías) podrían ser una buena fuente de nutrientes para los cultivos, si son tratados adecuadamente antes de su vertido. Los bioensayos son una herramienta útil para medir la presencia de contaminantes y, junto con los parámetros físico químicos, permiten estimar el impacto asociado al vertido de efluentes sin el tratamiento adecuado.

Agradecimientos

El trabajo se financió en el marco del proyecto Q 97, Res N°32/2015 de la FCEyN-UNLPam.

Referencias

- APHA. 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edition. Washington DC., 1360 pp
- Badino, O., Schmidt, E., Ramos, E., Herrero, M.A., Weidmann, R. y Giraudo, F. 2015. *Uso del agua, manejo de efluentes y residuos en tambos del noroeste de la provincia de Sta Fe (Argentina)*. FAVE. Cs. Agrarias, 14(1):7-15.
- Castillo Morales, G. 2004. *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicación*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, DF (México). IDRC, Ottawa (Canadá).
- Castro, S., Espínola, J., Migue, D. y Viana, F. 2002. *Los bioensayos como herramienta de evaluación de la toxicidad de los efluentes industriales en Uruguay*. Informe final, International Development Research Centre (IDRC), File 04464, Canadá.
- Di Rienzo, J.A., Balzarini, M., González, L., Casanoves, F. y Tablada, M. 2016. *Grupo Infostat*, FCA, UNC, Argentina.
- Gobierno de La Pampa. 2017. *Anuario Estadístico de La Pampa 2017*. <http://www.estadistica.lapampa.gov.ar/anuario-estadistico-2017.html>
- Herrero, M.A. 2010. Efluentes del tambo, ¿Algo molesto a eliminar o un recurso a utilizar? *Producir XXI*, 19(230):68.
- INTI. 2010. *Caracterización y tratamiento de efluentes líquidos en la Industria Láctea*. Disponible en www.inti.gov.ar/lacteos/
- Ministerio de Agroindustria. 2017. Subsecretaría de Lechería (Argentina).
- SENASA. 2018. *Sistema de Gestión Sanitaria/SIGSA* - Dirección de Control de Gestión y Programas Especiales – Dirección Nacional de Sanidad Animal. /
- Subsecretaría de Ecología, La Pampa. 2006. *Decreto N° 2793/06 - vertidos industriales*.
- Taverna, M., Charlon, V., Panigatti, C., Castillo, A., Serrano, P. y Giordano, J. 2004. *Manejo de los residuos originados en las instalaciones de ordeño. Una contribución al logro de ambientes locales sanos*. INTA Rafaela, Argentina, 1-75.
- Valencia, D.E. y Ramírez Castillo, M.L. 2009. La industria de la leche y la contaminación del agua. Impacto ambiental: la problemática. *Elementos*, 73:27-31.



Atenuación del impacto producido por agrotóxicos en un humedal de la región hortícola platense, Buenos Aires, Argentina

Marina Solis¹, Natalia Capelletti², Mailén Franco², Carlos Bonetto¹, Silvia Fanelli¹, Javier Amalvy³ y Hernán Mugni¹

¹ Instituto de Limnología Dr. Raúl. A. Ringuelet, ILPLA (CONICET) – UNLP, Boulevard 120 y 62, 1900, La Plata, Buenos Aires, Argentina

² Departamento de Ambiente y Turismo. UNDAV. España 350. Avellaneda, Buenos Aires. Argentina

³ Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencia y Tecnología de Materiales, CITEMA (UTN/CICPBA) Av. 60 y 124, CP (1923) – Berisso, Buenos Aires – Argentina
Email: bonetto@ilpla.edu.ar

RESUMEN

El cinturón hortícola platense es una de las zonas de producción más grandes del país. La producción intensiva favorece el desarrollo de plagas, incrementando el uso de agrotóxicos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la atenuación del impacto producido por un humedal natural en un arroyo representativo la región Pampeana, en cuya cuenca se evidencia intensa actividad hortícola. Se registraron diferencias significativas en las concentraciones de nitrato y algunos de los insecticidas comúnmente aplicados aguas arriba y abajo del humedal. Ensayos de toxicidad aguda de sedimentos para *Hyalella curvispina* mostraron, en ocasiones, menor mortalidad aguas abajo del humedal. Ensayos de toxicidad subletal con sedimentos para *H. curvispina* evidenciaron un menor crecimiento en las muestras aguas arriba del humedal. Se concluye que el humedal atenúa la toxicidad originada por la aplicación de insecticidas en la cuenca.

Introducción

La zona hortícola bonaerense registró un aumento de la superficie implantada y la producción (Censo Horti-Florícola Bonaerense, 2005). La elevada productividad de estos cultivos depende de la aplicación intensiva de agroquímicos (Strassera et al. 2009). La escorrentía superficial producida por las lluvias posteriores a las aplicaciones de agroquímicos a los cultivos produce el ingreso de estos contaminantes a los arroyos adyacentes (Schulz 2001). Los humedales asociados al cauce representan zonas de retención y transformación de materiales (Lizotte et al. 2012). En cuencas agrícolas los humedales pueden tener un efecto importante en la retención de sedimentos, nutrientes y agrotóxicos. El objetivo del presente estudio consistió en determinar la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo), pesticidas, y la toxicidad en aguas y sedimentos, y la composición del ensamble de invertebrados aguas arriba y abajo de un humedal natural en un arroyo de primer orden representativo de la región Pampeana, en cuya cuenca se registra una intensa actividad hortícola.

Materiales y métodos

Se seleccionó un arroyo (35° 1' 31,87''S; 57° 59' 39,6''W) en una zona de intensa actividad hortícola, que posee un humedal de aproximadamente 150 m de largo y 2 – 8 m de ancho. Se recolectaron muestras de agua, sedimentos de cauce y macroinvertebrados en cuatro oportunidades, entre diciembre de 2017 y marzo de 2018.

Se realizaron ensayos de toxicidad para *H. curvispina* en muestras de agua y en muestras de sedimentos tomadas aguas arriba y abajo del humedal; se siguió el método propuesto por USEPA (2000), evaluándose efectos letales (mortalidad) y subletales (crecimiento).

La longitud de los individuos fue medida por medio del programa ImageJ 1.48v al inicio y final de cada ensayo. Las medidas iniciales fueron sometidas a un test estadístico (ANOVA), no registrando diferencias significativas en la longitud de los individuos utilizados al inicio de cada ensayo ($p=0,05$). Las pruebas se realizaron por un período de 10 días y se alimentó a los anfípodos

con algas cada dos días. La temperatura fue de 22 ± 2 °C y el fotoperíodo natural. Para los ensayos agudos se consideró como sin efecto una mortalidad inferior al 20%.

Las muestras de macro-invertebrados se tomaron de la vegetación emergente por medio de una red de mano de tipo D-net (30 cm de diámetro y 500 µm de abertura de malla), por triplicado, en un área de 1m². Los organismos colectados se preservaron en alcohol 70° y posteriormente se identificaron siguiendo los lineamientos de Dominguez y Fernandez (2009), Merritt et al. (2008) y Tell y Lopreto (1995). Se estimó la riqueza taxonómica y abundancia.

Las concentraciones de oxígeno disuelto y pH se determinaron *in situ* con oxímetro YSI 51B y pHmetro Orion 250A. Las muestras de agua fueron filtradas a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C para la determinación de nutrientes disueltos siguiendo la metodología propuesta en APHA (2005). El contenido de sólidos suspendido se determinó por diferencia de peso de los filtros Whatman GF/C utilizados para filtrar las muestras.

El análisis de insecticidas se realizó por cromatografía gaseosa con un equipo Hewlett Packard 6890 con detector de captura de electrones (GC/ECD) previa extracción en fase sólida con columnas de C18 (SPE, Baker). Se utilizaron patrones para la determinación de los insecticidas clorpirifos, endosulfan I, II y sulfato, lambdacialotrina, deltametrina, permetrina y cipermetrina, siguiendo la metodología propuesta por EPA 8081 A 1996; (LD <5 ng/g de sedimento seco)

Análisis estadístico

Para evaluar diferencias significativas en los parámetros físico-químicos, abundancia y riqueza de macro-invertebrados y los ensayos de toxicidad, al ingreso y egreso del humedal, se realizó un análisis de t-test. Previamente se testearon los supuestos de normalidad. En los casos de no cumplirse con los supuestos se realizó el test equivalente no paramétrico (Mann Whitney U-test), utilizando el programa SigmaStat 3.2; con un nivel de significancia de <0.05.

Resultados

No se observaron diferencias significativas en las concentraciones de oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad y sólidos suspendidos (Tabla 1). Solo las concentraciones de nitratos resultaron significativamente menores a la salida del humedal.

Los ensayos de toxicidad aguda con muestras de agua no detectaron mortalidad en las muestras de

entrada ni de salida, en ninguno de los muestreos realizados.

En los ensayos de toxicidad aguda con sedimentos se registraron mayores mortalidades de *H. curvispina* en las muestras de entrada que de salida y en la mitad de los ensayos las diferencias fueron significativas, registrándose una supervivencia media del 40 al 57 % a la entrada y del 90 al 97 % en sedimentos tomados a la salida del humedal.

Tabla 1. Variables ambientales, concentraciones de nutrientes, abundancia y riqueza taxonómica de los sitios estudiados, valores medios (desv. estándar).

	Aguas arriba (entrada)	Aguas abajo (salida)
T (°C)	22 (1,5)	21,6 (1,7)
pH	7,2 (0,2)	7,3 (0,2)
OD (mg/l)	2,4 (1,5)	2,9 (1,7)
Conduct. (µS/cm)	282 (150)	269 (85)
SS (mg/l)	48 (28)	22 (15)
N-NO ₃ (µg/l)	78 (81)	25 (19)
N-NH ₄ ⁺ (µg/l)	89 (148)	77 (60)
PRS (µg/l)	546 (299)	511 (282)
Abun total (ind/m ²)	361	345
Riqueza	21	18

Asimismo, se observaron diferencias significativas en los ensayos subletales con sedimento, donde observamos un crecimiento longitudinal significativamente mayor a la salida que a la entrada del humedal (p=0,05) (Fig. 1).

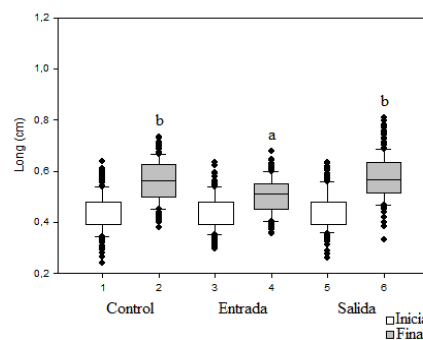


Fig. 1. Valores medios y desviación estándar de la longitud (mm) del anfípodo *H. curvispina* al inicio (In) y final (Fi) del ensayo, donde fueron expuestos durante 10 días al sedimento de la entrada y salida del humedal y al sedimento de la reserva (control). Las letras indican diferencias significativas (p<0,05).

Se registró la presencia de Clorpirifos en todos los muestreos. La detección de clorpirifos resultó similar entre la entrada y la salida, con valores en torno a los 54 ng/g seco de sedimento. No obstante, en uno de los muestreos se registró una reducción de clorpirifos del 98% a la salida del

humedal, disminuyendo de 1.605 a 23 ng/g peso seco. Los piretroides en su conjunto se detectaron con menor frecuencia que el clorpirifos en la entrada y su determinación en la salida se encontró por debajo del límite de detección, de los piretroides cipermetrina resultó el mejor representado. El ensamble de macroinvertebrados del arroyo está caracterizado por taxones representativos de ambientes impactados. Los taxones mejor representados fueron Hirudinea, *P. canaliculata* (Mollusca) y Dugesiidae (Platyhelminthes). Dos de estos taxones, Hirudinea y *P. canaliculata*, mostraron una abundancia total significativamente mayor en la entrada (35 y 126 ind/m²) que en la salida del humedal (7 y 18 ind/m²; respectivamente). En cambio de los taxones considerados sensibles, solo se encontró el crustáceo *Hyalella curvispina*. La densidad de *H. curvispina* en la entrada del humedal fue de 57 ind/m², mientras en la salida fue de 157 ind/m²; el taxón dominante en la entrada fue *P. canaliculata* (126 ind/m²), mientras que en la salida fue *H. curvispina* (157 ind/m²).

Discusión

Se detectó la presencia de pesticidas, elevadas concentraciones de nutrientes y toxicidad en los sedimentos. Los ensambles de invertebrados muestran mayor abundancia de Hirudinea, *P. canaliculata* y Dugesiidae, grupos comparativamente tolerantes a la toxicidad por pesticidas (Liess y Von der Ohe 2005). El insecticida determinado con mayor frecuencia representa uno de los más usados en nuestro medio. Coincidentemente, clorpirifos fue también el insecticida detectado con mayor frecuencia en numerosos arroyos pampeanos de zonas con actividad agrícola (Hunt et al. 2016). Solis et al. (2016) mostraron que los ensambles de invertebrados resultaron distintos en arroyos con uso del suelo agrícola, ganadero y en una reserva de la biosfera. Hirudinea, *P. canaliculata* y Dugesiidae son dominantes en arroyos agrícolas mientras que *H. curvispina* resultó dominante en los ganaderos y en la reserva (Solis et al. 2017). La presencia del humedal disminuye la concentración de nitratos y en ocasiones la de pesticidas. La toxicidad de los sedimentos produce cambios en la composición específica, con mayor abundancia de la especie sensible *H. curvispina* y menor abundancia de las especies tolerantes aguas abajo del humedal.

Conclusión

Se concluye que la actividad hortícola intensiva produce contaminación por agroquímicos en los arroyos adyacentes a los cultivos resultando en una fauna con dominancia de especies tolerantes

y que el humedal atenúa la toxicidad de los insecticidas favoreciendo la presencia de especies sensibles aguas abajo. Los humedales tienen importantes efectos benéficos en la calidad del agua de los arroyos y por tal motivo deben ser preservados.

Bibliografía

- APHA. American Public Health Association. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20 ed., Am. Public Health Assoc., Washington, DC
- Censo Horti-Florícola Bonaerense (CHFB). 2005. Ministerio de Asuntos Agrarios y Ministerio de Economía, Secretaría de Agricultura y Ganadería. Domínguez, E. y Fernández, H.R. 2009. Macroinvertebrados bentónicos. Sistemática y biología. 1ª ed. Tucumán. Fundación Miguel Lillo, 656 p.
- Hunt, L., Bonetto, C., Resh, V.H., Forsin Buss, D., Fanelli, S., Marrochi, N. y Lydy, M. 2016 Insecticide concentrations in stream sediments of soy production regions of South America. Sci. Tot. Env. 547:114–124
- Liess, M. y Von der Ohe, P. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environ. Toxicol. Chem. 24, 954–965.
- Lizotte, R., Moore, M.T., Locke, M y Kroger, R. 2012. Role of Vegetation in a Constructed Wetland on Nutrient–Pesticide Mixture Toxicity to *Hyalella azteca*. Arch Environ Contam Toxicol 60: 261–27
- Merritt, R.W., Cummins, K.W. y Berg, M.B. 2008. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Dubuque, Iowa: Kendall-Hunt. 1158 pp.
- Schulz, R. 2001. Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: importance of a single event. Water Res 35, 1869–1876.
- Solis, M., Mugni, H., Hunt, L., Marrochi, N., Fanelli, S. y Bonetto, C. 2016. Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina) Environ. Monit. Assess.
- Solis, M., Mugni, H., Fanelli, S. y Bonetto, S. 2017. Effect of agrochemicals on macroinvertebrate assemblages in Pampasic streams, Buenos Aires, Argentina. Environ. Earth Sci.
- Strassera M.E., Luna M.G., Sarandón S.J y Polack L.A. 2009. Análisis de dos alternativas de Manejo de Plagas en Tomate Bajo Cubierta en el Cinturón Hortícola Platense. Rev. Bras. De Agroec. Vol. 4 N° 2
- Tell, G. y E. Lopreto, 1995. Ecosistemas de aguas continentales, metodologías para su estudio. Ediciones Sur. La Plata.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000 Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates. Second ed. EPA. Washington, DC.
- USEPA. 1996. Method 8081 A Organochlorine pesticides by gas chromatography

Los autores agradecen a CONICET, UNDAV, CIC y UTN por la asistencia económica. JA es miembro de la CICPBA.



Desentramando el proceso de detoxificación de metales traza en *Neohelice granulata*: bioacumulación y expresión de metalotioneínas

Daniela M. Truchet^{1, 2}, Natalia S. Buzzi^{1, 2}, Pía Simonetti¹, Fabián E. García¹ y Jorge E. Marcovecchio^{1, 3, 4}

¹ Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS) – CONICET. Camino La Carrindanga km 7,5, Bahía Blanca (B8000), Buenos Aires Argentina

² Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS) – San Juan 670, Bahía Blanca (B8000), Buenos Aires Argentina

³ Universidad Tecnológica Nacional, regional Bahía Blanca (UTN-FRBB), Bahía Blanca (B8000), Buenos Aires Argentina

⁴ Universidad FASTA, Mar del Plata

Email: dmtruchet@iado-conicet.gob.ar

RESUMEN

El proceso de detoxificación de metales traza en *Neohelice granulata* es descripto por primera vez. Los objetivos del presente estudio fueron a) cuantificar la concentración de metales traza en el hepatopáncreas de *N. granulata* antes y después del ensayo de detoxificación, b) determinar la bioacumulación entre los niveles de metales traza en sedimentos y hepatopáncreas, y c) relacionar esta información con la expresión de metalotioneínas (MT). El ensayo de detoxificación fue realizado en laboratorio bajo condiciones controladas de temperatura y fotoperíodo. El mismo fue semiestático y con agua de mar artificial por 25 días. Los niveles de metales traza y MT fueron cuantificados bajo protocolos estandarizados. Los resultados demostraron moderada a baja contaminación metálica en el ambiente, bioacumulación de Zn y Cu y un incremento en algunos metales traza como el Cd luego de la depuración, con un leve aumento no significativo de la expresión de MT. Concluimos que, en esta especie, los metales pesados son traslocados desde otras partes del cuerpo y retenidos en el hepatopáncreas para ser eliminados a través de la síntesis de MT.

Palabras claves: DEPURACIÓN – METALOTIONEÍNAS - BIOMONITOREO

Introducción

La contaminación por metales pesados es aún una de las grandes preocupaciones entre los tomadores de decisiones de ambientes marinos y costeros, ya que aquellos de carácter no esencial pueden ser acumulados, siendo difícilmente eliminados del ambiente y de los organismos (Comoglio et al., 2011). Sin embargo, la mayoría de los estudios se focalizan más en los procesos de acumulación en organismos que en la respuesta fisiológica a las concentraciones metálicas. A pesar de que la detoxificación es el mecanismo que ha probado ser el mejor proceso para la eliminación de sustancias tóxicas, ha sido escasamente estudiado (Anacleto et al., 2015). En tal sentido, varios estudios han demostrado que las metalotioneínas (MTs) pueden actuar uniendo a los metales para eliminar los excesos

de estos contaminantes, protegiendo a los organismos del daño celular (Zhang et al., 2014).

Neohelice granulata es un cangrejo bentónico varúnido residente del Estuario de Bahía Blanca y que ha sido descripto por Spivak (2010) como un organismo modelo emergente. Sus hábitos de transición y dieta basada en detritos y organismos del sedimento lo convierten en un indicador clave de las condiciones ambientales de humedales. Así, los disturbios antropogénicos por metales traza pueden ser reflejados en sus condiciones ecológicas y fisiológicas (Buzzi y Marcovecchio, 2016; Giarratano et al., 2016). De esta manera, los objetivos del presente trabajo son: a) determinar la concentración de 8 metales (Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Mn, Fe) en sedimentos intermareales, b) evaluar la concentración de estos metales en el

hepatopáncreas de *N. granulata* antes y luego del proceso de detoxificación experimental, c) cuantificar la concentración de MT antes y luego de la experiencia y evaluar posibles relaciones entre los metales y esta proteína.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Estuario de Bahía Blanca (EBB) es un área de clima templado que cubre 3.000 km² de la costa del Mar Argentino (SO bonaerense, Plataforma Atlántico-Sur) cuya magnitud sólo es superado por el de La Plata. Allí se asientan uno de los polos petroquímicos y una de las centrales termoeléctricas más grandes de América Latina y 4 de los puertos más importantes para la economía argentina. Las muestras fueron tomadas en octubre 2017 (estación primaveral), específicamente en el área interna del estuario en Pto. Cuatrerros (Fig. 1), un puerto de pesca recreativa y artesanal. El puerto está ubicado en Gral. D. Cerri, una localidad costera caracterizada por grandes extensiones de áreas destinadas a la agricultura y ganadería. Su principal influencia hidrológica son las contribuciones de los ríos pampeanos Sauce Chico y Saladillo de García (Perillo et al., 2001) y las principales características oceanográficas se basan en un rango de salinidad del agua de 20,8 a 31,9 psu, un rango de temperatura del agua de 8,5 a 23,3 °C y una composición sedimentológica de limo-arcilla (Botté, 2005).

Metodología

Se recolectaron 120 cangrejos machos adultos de manera manual en el intermareal junto a sedimentos del cangrejal. Los organismos fueron llevados al laboratorio en recipientes con agua del ambiente. Fueron diseccionados en frío para obtener el hepatopáncreas, 30 organismos se utilizaron para analizar el contenido de metales en hepatopáncreas y 30 para MT (ND). En tanto, 60 se destinaron para el ensayo de depuración (D) y fueron colocados en peceras de vidrio acondicionadas y septadas para evitar posibles ataques entre ellos (Fig. 2). Se utilizó agua de mar artificial (30 psu) y una cámara de cultivos con aireadores, fotoperíodo, alimentación y temperatura controlados por 25 días. Finalizado el ensayo, se realizaron nuevas disecciones para los análisis de MT y metales correspondientes. Los sedimentos y pools de tejidos fueron secados hasta peso constante. Luego los sedimentos fueron tamizados para obtener la fracción fina (<63 µm). La cuantificación de metales traza en sedimentos (fracción fina) y cangrejos se realizó a través de

ICP-OES 2100 DV (Perkin Elmer) luego de una digestión ácida (5:1 HNO₃-HClO₄) en baño de glicerina y plancha calefactora ±110°C. Mientras que la determinación de MT se realizó siguiendo la técnica de Viarengo et al. (1997) con modificaciones de Buzzi y Marcovecchio (2016).

Resultados

La media de la concentración de metales en la fracción fina de los sedimentos intermareales (µg/g ps) fue: Fe (29.493,33 ± 3.655,33) > Mn (425,45 ± 214,67) > Zn (32,82 ± 2,74) > Cu (17,95 ± 1,83) > Cr (16,51 ± 1,51) > Ni (0,73 ± 0,98) > Pb (6,96 ± 0,73) > Cd <LDM. Los índices de contaminación metálica fueron leves a moderados, con bioacumulación de Zn y Cu (Tabla 1 y 2). En tanto en cangrejos ND fue: Cu (184,04 ± 44,06) > Fe (157,96 ± 49,33) > Zn (42,65 ± 5,12) > Cd (1,46 ± 0,38) > Cr, Pb, Mn <LDM y en D Cu (212,85 ± 53,52) > Fe (181 ± 49,33) > Zn (44,32 ± 6,84) > Cd (0,98 ± 0,49) > Cr, Mn y Pb <LDM. De esta manera, los metales tendieron a aumentar en el hepatopáncreas luego del ensayo, con diferencias significativas observadas en el Cd ($p=0,048$; ANOVA). En tanto, el ensayo de MT no resultó significativo ($p=0,48$; Test de Mann Whitney), aunque las tendencias indicaron un incremento de la expresión de la proteína luego del ensayo.

Discusión y conclusiones

Los índices de contaminación metálica detectada en sedimentos coinciden con estudios de Buzzi y Marcovecchio (2018), en el que se registran niveles bajos a moderados para sectores del EBB. El BASF supera los niveles medidos por Simonetti et al. (2018) en tejido blando para el mismo puerto, demostrando que el hepatopáncreas es una herramienta más precisa para el biomonitorio. El incremento gradual de todos los metales detectados después del ensayo podría indicar una translocación de los metales desde distintas partes del cuerpo para ser depurados a través del hepatopáncreas. Esto podría encontrar su correlato en la expresión de MT que aumentó de manera leve, pero no significativamente luego del ensayo. La falta de diferencias significativas puede ser debida al requerimiento de un mayor tiempo de depuración. No obstante, Buzzi y Marcovecchio (2016), encontraron diferencias para la misma especie en un tiempo aún más acotado de tiempo. Sin embargo, en este trabajo no se analizaron los patrones de bioacumulación de metales, por lo cual no es posible establecer una relación entre la concentración de estos

contaminantes y la expresión de MT. Una posible explicación para el incremento de MT luego de la depuración, ha sido abordada para *Corbicula fluminea*, donde los metales esenciales tienden a recuperarse de manera rápida por lo que no presentan diferencias significativas en ensayos prolongados. No obstante, los no esenciales necesitan de un tiempo prolongado (Arini et al., 2015). Esto no explicaría el caso del Cd, aunque Chiodi Boudet et al. (2016), detectaron diferencias en *Palaemonetes bonaerensis* para el mismo metal luego de un proceso de detoxificación corto. Es probable que los crustáceos presenten mecanismos diferentes a los moluscos y que los procesos de detoxificación varíen según la especie. De esta manera, es necesario profundizar en procesos de depuración más prolongados en *N. granulata* para analizar posibles diferencias en la respuesta de estas proteínas a la detoxificación de metales.

Tabla 1. Índices de contaminación metálica en sedimentos

Cu	Pb	Zn	Mn	Ni	Cr	Fe	Pel-Q	PLI	MPI
Igeo<0E F:0.64	Igeo<0E F:0.64	Igeo<0E F:0.55	Igeo<0 EF:0.56	Igeo<0 EF:0.80	Igeo<0 EF:0.29	Igeo<0 EF:1	0.63	0.32	30.05

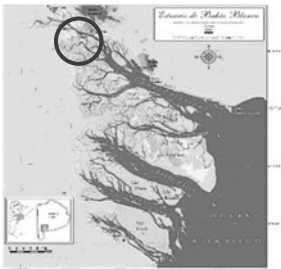


Fig. 1. Estuario de Bahía Blanca y localización de Puerto Cuatreros (en círculo)



Fig. 2. Peceras utilizadas durante el ensayo de depuración y distribución de los cangrejos.

Tabla 2. Factor de bioacumulación biota-sedimento (BASF)

Cd	Cu	Pb	Zn	Mn	Ni	Cr	Fe
Nc	9,11	Nc	1,14	nc	Nc	nc	0,004

Referencias

Anacleto, P., Maulvault, A.L., Nunes, M.L., Carvalho, M.L., Rosa, R. y Marques, A. 2015. Effects of depuration on metal levels and health status of bivalve molluscs. *Food Control*, 47:493–501.

Arini, A., Daffe, G., González, P., Feurtet-Mazel, A. y Baudrimont, M. 2014. Detoxification and recovery capacities of *Corbicula fluminea* after an industrial metal contamination (Cd and Zn): A one-year depuration experiment. *Environmental Pollution*, 192:74–82.

Botté, S.E. 2005. El rol de la vegetación en el ciclo biogeoquímico de los metales pesados en humedales del estuario de Bahía Blanca. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Sur, Argentina, 290 pp.

Buzzi, N.S. y Marcovecchio, J.E. 2016. A baseline study of the metallothioneins induction and its reversibility in *Neohelice granulata* from the Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2):452–458.

Buzzi, N.S. y Marcovecchio, J.E. 2018. Heavy metal concentrations in sediments and in mussels from Argentinean coastal environments, South America. *Environmental Earth Sciences*, 77(8):321.

Chiodi Boudet, L.N., Polizzi, P., Romero, M.B., Robles, A., Marcovecchio, J.E. y Gerpe, M.S. 2015. Histopathological and biochemical evidence of hepatopancreatic toxicity caused by cadmium in white shrimp, *Palaemonetes argentinus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113:231–240.

Giarratano, E., Gil, M.N., Marinho, C.H. y Malanga, G. 2016. Metals from mine waste as potential cause of oxidative stress in burrowing crab *Neohelice granulata* from San Antonio bay. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132:68–76.

Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., Parodi, E. y Freije, R.H. 2001. The Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, 205–217.

Simonetti, P., Botté, S.E. y Marcovecchio, J.E. 2018. Heavy metal bioconcentration factors in the burrowing crab *Neohelice granulata* of a temperate ecosystem in South America: Bahía Blanca estuary, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research*.

Viarengo, A., Ponzano, E., Dondero, F. y Fabbri, R. 1997. A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. *Marine Environmental Research*, 44(1):69–84.



Efectos de la salinidad sobre parámetros biológicos de *Daphnia spinulata* Birabén, 1917 (Crustacea, Cladocera)

Alicia Vignatti¹, Santiago Echaniz¹ y Gabriela Cabrera¹

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Avenida Uruguay 151, (6300), Santa Rosa, La Pampa.
Email: alicivignatti@exactas.unlpam.edu.ar

RESUMEN

Daphnia spinulata puede encontrarse en lagos subsalinos del centro de Argentina. Como se alimenta de fitoplancton, tiene influencia sobre la transparencia del agua. El objetivo fue determinar los efectos de la salinidad mediante bioensayos agudos con salinidades entre 0,5 y 4 g/L y crónicos con 1 y 2 g/L. Los agudos mostraron que con las menores concentraciones todos los neonatos sobrevivieron pero con 4 g/L la mitad murió a las 24 hs. Los bioensayos crónicos mostraron que la salinidad afecta negativamente la supervivencia, que rondó entre 20 y 17 días (con 1 y 2 g/L), el número de mudas y de camadas (más de 8 mudas y 4,5 camadas en 1 g/L y 6,5 mudas y 2 camadas en 2 g/L), y el largo máximo (3,1 y 2 mm con 1 y 2 g/L respectivamente). La reproducción fue el parámetro más afectado. Con 1 g/L cada hembra produjo más de 63 crías mientras que en 2 g/L apenas superaron las 15. La depredación y la reducida tolerancia a la salinidad, explicarían la distribución restringida de esta especie en la región, donde las salinidades frecuentemente superan las usadas en estos bioensayos.

Palabras clave: *DAPHNIA SPINULATA* – BIOENSAYOS - CASCADA TRÓFICA

Introducción

Daphnia spinulata es un cladóceros relativamente frecuente en los lagos someros del centro de Argentina que son subsalinos (0,5–3 g/L) y que carecen o tienen pocos peces zooplancívoros (Echaniz y Vignatti, 2017). Puede alcanzar tallas cercanas a 3 mm, por lo que requiere grandes cantidades de alimento. Como se alimenta de fitoplancton, se comprobó que donde *D. spinulata* está presente, su alta tasa de filtración hace que la transparencia del agua sea más de tres veces superior que la de lagos con peces (Echaniz et al., 2008).

La salinidad es una de las dimensiones del nicho ecológico que más afecta la distribución de los cladóceros (Hobæk et al., 2002; Ghazy et al., 2009) y, aunque existe información sobre *D. spinulata* en condiciones naturales (Echaniz y Vignatti, 2017), se carece de información sobre la influencia de este parámetro sobre aspectos de su biología tales como supervivencia, número de mudas y de camadas, tallas y tasas de crecimiento. El objetivo de este trabajo fue determinar, mediante bioensayos, los efectos de salinidades diferentes sobre características biológicas de *D. spinulata* mencionadas.

Material y Métodos

Se colectó sedimento del fondo seco de un lago donde se había registrado *D. spinulata* durante la hidrofase previa. El mismo se incubó en un acuario y cuando eclosionó la especie se retiraron hembras partenogenéticas que se aclimataron durante 180 días.

Se realizaron dos series de bioensayos. Para determinar salinidades de interés se hicieron ensayos equivalentes a los de toxicidad aguda, con seis concentraciones (0,5; 1; 1,5; 2; 3 y 4 g/L). El indicador fue la muerte del ejemplar. Se colocaron 10 neonatos de no más de 24 h por tratamiento en tubos de vidrio. Fueron ensayos estáticos (sin recambio del medio, ni alimentación) y tuvieron una duración de 48 h. Las observaciones se hicieron cada 12 h. Posteriormente, se realizaron ensayos crónicos con dos tratamientos (1 y 2 g/L de sales). Se colocaron neonatos en recipientes de 25 mL (uno por frasco). Se hicieron 12 réplicas por tratamiento. Cada 48 h, hasta su muerte, se renovó el medio, se alimentaron *ad libitum* con *Chlorella vulgaris*, se retiraron y contaron las crías producidas y se midieron las mudas mediante oculares micrométricos.

El medio de experimentación se preparó con agua desmineralizada y sales naturales, obtenidas en depósitos acumulados durante la precipitación que produjo el secado de un lago salino de La Pampa. Antes de su uso fueron esterilizadas con calor ($260^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$) durante 24 horas. La temperatura fue $22^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ y el fotoperíodo 8/16 horas (oscuridad – luz). Debido a la falta de normalidad de los datos, se utilizó el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal Wallis (H) para comparar los efectos de las diferentes salinidades sobre los parámetros biológicos indicados.

Resultados

La supervivencia de los ejemplares en los bioensayos agudos no mostró diferencias significativas. En 0,5 y 1 g/L la totalidad de los neonatos permanecieron vivos a las 48 horas, mientras que con 4 g/L la mitad murieron al cabo de las primeras 24 horas (Fig. 1).

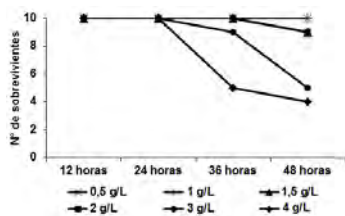


Fig. 1. Resultado de los bioensayos agudos con neonatos de *D. spinulata* a seis salinidades

En los bioensayos crónicos, la supervivencia fue diferente ($H = 4,57$; $p < 0,05$). En 1 g/L la supervivencia media fue cercana a 20 días, mientras que con 2 g/L fue 17 días. En 1 g/L todos los ejemplares sobrevivieron hasta el día 17, a partir del cual la mortalidad se incrementó y ningún espécimen superó el día 25. En 2 g/L todos los ejemplares sobrevivieron hasta el día 14 pero ninguno superó el día 21 (Fig. 2).

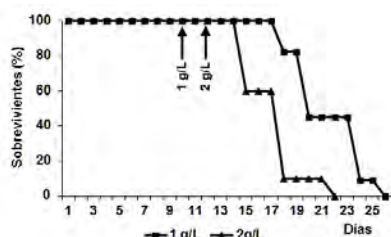


Fig. 2. Supervivencia en bioensayos crónicos con dos salinidades. Las flechas indican el día de la primera camada.

Las hembras de los tratamientos con 1 g/L produjeron su primera camada de crías a los $9,83 (\pm 1,72)$ días y las de 2 g/L a los $11,40 (\pm 2,19)$ días (Fig. 2), sin embargo, la diferencia no resultó significativa.

El número total de mudas que realizaron las hembras partenogenéticas fue diferente ($H = 4,7$; $p < 0,05$). En 1 g/L los especímenes mudaron más de 8 veces, mientras que en 2 g/L rondaron entre 6 y 7 mudas.

El número de camadas por hembra también difirió ($H = 6,17$; $p < 0,05$), ya que fue superior a 4,5 camadas en 1 g/L mientras que en 2 g/L apenas superaron dos camadas (Fig. 3). El número medio de crías producidas por cada hembra, relacionado con la cantidad de camadas, también difirió ($H = 7,71$; $p < 0,05$), ya que fue de $63,36 (\pm 33,02)$ crías en 1 g/L y de sólo $15,6 (\pm 7,02)$ en 2 g/L.

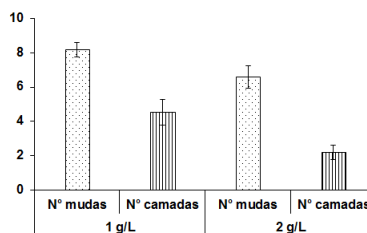


Fig. 3. Número de mudas y de camadas de hembras partenogenéticas de *D. spinulata* en los dos tratamientos.

La talla de las hembras al momento de producir la primera camada de crías no fue diferente y osciló entre 2,4 y 2,6 mm. El largo máximo de las hembras, determinado al momento de la muerte, difirió ($H = 4,24$; $p < 0,05$), las más grandes, con un largo medio superior a 3,1 mm, se registraron con 1 g/L mientras que con 2 g/L la talla media fue cercana a 2,8 mm (Fig. 4).

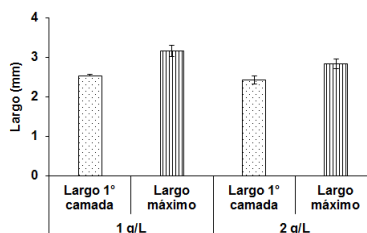


Fig. 4. Largo de las hembras de *D. spinulata* al momento de la primera camada y largo máximo alcanzado.

Las tasas medias de crecimiento no difirieron y fueron de $0,18 (\pm 0,15)$ mm/d con 1 g/L y $0,21 (\pm 0,12)$ mm/d en los tratamientos con 2 g/L. La tasa fue mayor durante los primeros 15 días y luego disminuyó, aunque los ejemplares continuaron creciendo hasta su muerte (Fig. 5).

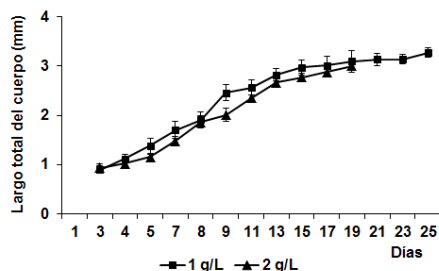


Fig. 5. Crecimiento de las hembras partenogenéticas de *D. spinulata* en los tratamientos a diferentes salinidades

Discusión

Daphnia spinulata es una especie poco tolerante a la salinidad. Su importancia ecológica es elevada, ya que debido a su tamaño relativamente grande tiene una alta tasa de pastoreo, lo que la lleva a deprimir las cantidades de fitoplancton y, por lo tanto, a aumentar marcadamente la transparencia del agua de los lagos en los que habita.

Sin embargo, la reducida salinidad de los ambientes en los que vive esta especie permite el desarrollo de fauna íctica, lo que hace que, dado su tamaño grande, sea una de las presas predilectas de peces zooplanctófagos o estadios juveniles de peces (Boveri y Quirós, 2002). Por lo tanto, en lagos con este tipo de peces, *D. spinulata* suele desaparecer rápidamente de la comunidad zooplanctónica, favoreciendo el desarrollo de fitoplancton y marcadas disminuciones en la transparencia del agua.

Los ensayos agudos mostraron que, a pesar de no ser significativa en el rango experimentado, existe una cierta influencia negativa de la salinidad, dado que sólo la mitad de los neonatos sobrevivieron a las 48 horas en salinidades de 3 y 4 g/L.

Al igual que en otras especies del género (Ghazy et al., 2009), los bioensayos crónicos mostraron que el incremento de la salinidad afecta la supervivencia, ya que un aumento de un gramo redujo la supervivencia media en 15%. Por otro lado, aunque no fue significativo, el incremento de la salinidad retrasó ligeramente el momento de producción de la primera camada que, en ambos tratamientos, se produjo

cuando las hembras alcanzaron casi la misma talla.

Los parámetros biológicos que fueron más afectados por la salinidad fueron el número de mudas, de camadas y el largo máximo de las hembras, aunque esto último pudo relacionarse con la mayor supervivencia, que habría permitido que los ejemplares crecieran durante más tiempo.

Pudo comprobarse que el parámetro biológico más afectado por el aumento de la salinidad fue la reproducción, ya que la cantidad de crías producidas por hembra en los tratamientos con 2 g/L fue casi la cuarta parte que en 1 g/L.

Sumado a la influencia de la depredación, esta reducida tolerancia a la salinidad, podría explicar la distribución relativamente restringida de *D. spinulata* en cuerpos de agua del centro del país, en donde los procesos de evaporación hacen que las concentraciones de sólidos disueltos frecuentemente aumenten por encima de los valores empleados en los bioensayos (Echaniz y Vignatti, 2019).

Referencias

- Boveri, M. y Quirós, R. 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosms experiments. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28:1-5.
- Echaniz, S., Vignatti, A. y Bunino, P. 2008. El zooplankton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. *Biota Neotropica*, 8(4):63-71.
- Echaniz, S. y Vignatti, A. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 53:345-360.
- Echaniz, S. y Vignatti, A. 2019. Limnology of shallow lakes of the semi-arid Central Pampa of Argentina. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 31:e11.
- Hobæk, A., Manca, M. y Andersen, T. 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica* 23:155-163.
- Ghazy, M., Habashy, M., Kossa, F. y Mohammady, E. 2009. Effects of Salinity on Survival, Growth and Reproduction of the Water Flea, *Daphnia magna*. *Nature and Science* 7(11):28-42.



Alteraciones en el comportamiento reproductivo y gonopodio de *Jenynsia lineata* en un ambiente altamente degradado

M.J. Zambrano^{1,2}, A.F. Bonifacio^{1,2}, G.E. Rautenberg^{1,2}, J.M. Brito¹ y A.C. Hued^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Cátedra de Diversidad Biológica IV. Córdoba, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA). Córdoba, Argentina.

Email: zambranomica@gmail.com.ar

RESUMEN

Los efluentes domésticos, industriales y agrícolas contienen compuestos que afectan la biología reproductiva de los peces. Nuestro objetivo principal fue evaluar si el comportamiento reproductivo y la morfología del gonopodio de individuos de *Jenynsia lineata* que habitan en sitios con diferente grado de contaminación son alterados con la degradación de las aguas. Los individuos provenientes del sitio más contaminado disminuyeron significativamente la cantidad de persecuciones, intentos y eventos de cópula, junto a la probabilidad de concretar la misma. No se observaron alteraciones en los parámetros morfológicos de los gonopodios analizados. Nuestros resultados señalan que el comportamiento reproductivo de los machos de *J. lineata* se altera en los individuos que habitan sitios contaminados por vertidos cloacales, implicando un riesgo para la permanencia poblacional de la especie en esta zona a largo plazo.

Palabras claves: COMPORTAMIENTO REPRODUCTIVO - GONOPODIO - CALIDAD DEL AGUA

Introducción

Los perturbadores endócrinos son sustancias que poseen la capacidad de interferir con el desarrollo y la reproducción normal de los organismos, y son introducidos a los sistemas acuáticos a través de la descarga de efluentes domésticos, industriales y agrícolas (Arukwe y Goksøyr, 1998). Estudios a campo han señalado que dichos contaminantes afectan la biología reproductiva de los peces, alterando el desarrollo de las gónadas, características sexuales secundarias y el comportamiento reproductivo (Batty y Lim, 1999; Rawson et al., 2008). Este último aspecto toma relevancia ya que el éxito reproductivo de la mayoría de los animales depende en gran medida de la capacidad de realizar el comportamiento sexual apropiado (Bayley et al., 1999).

El río Suquía ubicado en la región central de Argentina, atraviesa la ciudad de Córdoba, recibiendo una diversidad de contaminantes (Monferrán et al., 2011; Rautenberg et al., 2015). A esto se suma el vertido de aguas residuales generadas por la planta de tratamiento de residuos cloacales, el cual ejerce un impacto negativo sobre la biología reproductiva de la biota residente (Hued et al., 2012; Rautenberg et

al., 2015; Zambrano et al., 2018). Sin embargo no se han publicado estudios a campo sobre los efectos en el comportamiento reproductivo de los peces que habitan en él.

Jenynsia lineata (Anablepidae, Cyprinodontiformes) es una especie neotropical, ampliamente distribuida en Sudamérica, que habita tanto ambientes prístinos como degradados. Dado que la especie posee fecundación interna y que los machos presentan su aleta anal modificada (gonopodio) para transferir espermatozoides, resulta de interés estudiar tanto esta estructura como el comportamiento reproductivo que realizan hacia la hembra. El objetivo principal de nuestro trabajo fue evaluar si la degradación en la calidad del agua afecta el comportamiento reproductivo y la morfología del gonopodio en machos de *J. lineata*.

Materiales y Métodos

En la Provincia de Córdoba (Argentina), es ya conocido el marcado gradiente de contaminación que presenta el río Suquía (Hued et al., 2012; Rautenberg et al., 2015). Se seleccionaron dos sitios de muestreo: (1) La Calera (LC), 20 km aguas arriba de la ciudad de Córdoba, considerado como un sitio *quasi*-prístino y (2) Villa Corazón de María (VCM), 14 km aguas

abajo de Córdoba y a 5 km de la Planta de Tratamientos de Residuos Cloacales de Bajo Grande, caracterizado por su alto grado de contaminación

En Julio de 2019, en cada sitio de muestreo se recolectaron individuos adultos de *J. lineata*, utilizando redes de pesca manual. Luego fueron trasladados al laboratorio para su aclimatación y separados por sexo. Permanecieron bajo condiciones controladas (24° C, 12:12 h luz-oscuridad), durante 7 días.

Siguiendo a Hued et al. (2012) se registró la actividad sexual masculina y se estimaron los siguientes parámetros: número de persecuciones (NP); intentos de cópula (IC); número de cópulas (C); y éxito de apareamiento (EA). El experimento se realizó utilizando hembras de los dos sitios.

Cada ejemplar fue sacrificado con una sobredosis por inmersión de triclaína metano sulfonato. Se estimó el Factor de Condición de Fulton (K) utilizando el peso total y la longitud estándar. Luego con el peso de las gónadas se calculó el Índice Gonadosomático (IGS).

Por otro lado se fotografió el gonopodio de los individuos, se midió su longitud y se calculó el Índice Gonopódico-Somático (IG) y el ángulo del gonopodio (AG). Posteriormente los peces fueron diafanizados para observar en detalle la estructura ósea de cada gonopodio.

Los datos somáticos y morfológicos se analizaron a través de Análisis de la Varianza, previa verificación de la normalidad y homogeneidad de la varianza. Los datos que no cumplieron con dichos supuestos, se analizaron mediante la prueba de Kruskal-Wallis. Los parámetros comportamentales fueron analizados mediante modelos lineales generalizados. Se consideraron estadísticamente significativas aquellas variaciones que presentaron un $p < 0,05$. Todos los análisis se llevaron a cabo mediante el software estadístico R.

Resultados

Los individuos provenientes de VCM presentaron valores significativamente menores de NP, IC y NC en relación a los colectados en LC. No se encontraron diferencias significativas en cuanto al EA (Fig. 1). Este patrón se observó para machos presentados tanto a hembras de LC como a hembras de VCM.

Tras el modelado de la variable binaria que indica si el individuo realizó o no la cópula, se observó en los individuos de VCM una menor probabilidad de concretar la cópula en relación a los individuos de LC (Fig. 2). Dicha probabilidad fue significativamente menor para los individuos

provenientes de diferentes sitios, al presentarles hembras de VCM.

Por otro lado, los individuos de VCM mostraron un valor significativamente menor de K, mientras que no se encontraron diferencias en el IGS (Tabla 1).

El IG y el AG no se diferenciaron entre sitios (Tabla 1) ni tampoco se observaron alteraciones morfológicas en los gonopodios de los individuos diafanizados.

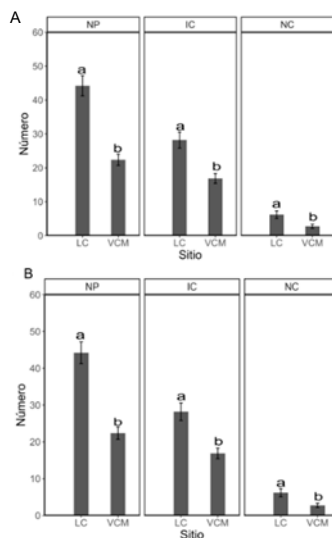


Fig. 1 Parámetros de actividad sexual masculina. A: machos presentados a hembras de LC. B: machos presentados a hembras de VCM. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($p < 0,05$).

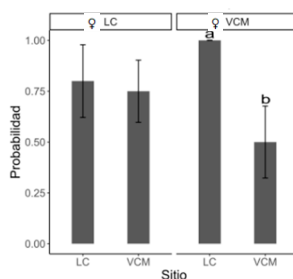


Fig. 2 Probabilidad de cópula. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($p < 0,05$).

Discusión

Los resultados de nuestro trabajo señalan que la disminución en la calidad del agua tiene un impacto negativo en la actividad sexual de *J.*

lineata. En trabajos previos se ha registrado aguas abajo de la ciudad, una abrupta caída en la calidad del agua y la presencia de pesticidas organoclorados, piretroides y metales pesados, en concentraciones que superan los límites considerados seguros para la biota acuática (Monferrán et al., 2011; Rautenberg et al., 2015; Zambrano et al., 2018). En el presente estudio, el menor valor del K de los individuos de VCM en relación al de los recolectados en LC refleja las condiciones de deterioro de la cuenca.

Tabla 1. Valor medio y error estándar de parámetros somáticos de machos adultos de *J. lineata*. Letras distintas indican diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($p < 0,05$).

Índices	Sitios de muestreo	
	LC (n=5)	VCM (n=8)
K	2,03 ± 0,06 ^a	1,83 ± 0,06 ^b
IGS	3,07 ± 0,31	2,89 ± 0,26
IG	28,9 ± 0,62	27,8 ± 0,53
AG	17,1 ± 2,41	19,6 ± 2,03

Hued et al. (2012) y Roggio et al. (2014) han publicado que individuos de *J. lineata* expuestos a perturbadores endocrinos presentaron una disminución en la actividad sexual, con un menor número de cópulas y un bajo éxito de apareamiento. En concordancia, en nuestro estudio observamos una reducción en la cantidad de persecuciones, intentos y eventos de cópula en los individuos provenientes del sitio degradado en comparación a aquellos pertenecientes al sitio de referencia. A su vez, la probabilidad de concretar la cópula en los individuos de VCM presentados a hembras del mismo sitio fue significativamente menor a la de los machos de LC. Bisazza et al. (1996) describió que los machos realizan numerosos intentos de cópula ya que solo una pequeña proporción de dichos intentos termina en la transferencia de esperma. Por lo tanto, cualquier disminución en la actividad sexual resultaría en un bajo éxito reproductivo y, por ende, terminaría impactando negativamente a las poblaciones de *J. lineata*. Se ha visto en peces que habitan sitios contaminados por aguas residuales anomalías en sus gonopodios, tales como reducción del tamaño, alteración del ángulo y malformaciones óseas (Batty y Lim, 1999; Hued et al., 2012; Zambrano et al., 2018). Sin embargo, en nuestro trabajo no hemos encontrado diferencias significativas en cuanto al IG o al AG. Tampoco observamos alteraciones morfológicas en dicho órgano. El desarrollo del gonopodio se produce bajo control androgénico durante la maduración sexual de los machos. Una vez desarrollado no requiere de más estimulación hormonal para su

mantenimiento (Batty y Lim, 1999). De acuerdo a esto, consideramos que los individuos que ya han madurado sexualmente aguas arriba de VCM pueden haber sido arrastrados por la corriente del curso durante eventos de creciente y establecerse en el sitio más contaminado. Por ende sus gonopodios se han desarrollado sin los efectos de los contaminantes que están presentes en la zona degradada. Nuestros resultados señalan que el comportamiento reproductivo de los machos de esta especie se ve alterado en los individuos que habitan sitios contaminados por vertidos cloacales, implicando un riesgo para esta población para la permanencia poblacional de la especie en esta zona a largo plazo.

Referencias

- Arukwe, A. y Goksøyr, A. 1998. Xenobiotics, xenoestrogens and reproduction disturbances in fish. *Sarsia*, 83:225–241.
- Batty, J. y Lim, R. 1999. Morphological and reproductive characteristics of male mosquitofish (*Gambusia affinis holbrooki*) inhabiting sewage-contaminated waters in New South Wales, Australia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36:301–307.
- Bayley, M., Nielsen, J.R. y Baatrup, E. 1999. Guppy sexual behavior as an effect biomarker of estrogen mimics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 43:68–73.
- Bisazza, A., Pilastro, A., Palazzi, R. y Marin, G. 1996. Sexual behaviour of immature male eastern mosquitofish: A way to measure intensity of intra-sexual selection? *J. Fish Biol.*, 48:726–737.
- Hued, A.C., Lo Nostro, F.L., Wunderlin, D.A. y Bistoni, M.Á. 2012. Reproductive impairment of a viviparous fish species inhabiting a freshwater system with anthropogenic impact. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 64(2):281–290.
- Monferrán, M.V., Galanti, L.N., Bonansea, R.I., Amé, M.V. y Wunderlin, D.A. 2011. Integrated survey of water pollution in the Suquia River basin (Córdoba, Argentina). *J. Environ. Monit.*, 13:398–409.
- Rautenberg, G.E., Amé, M.V., Monferrán, M.V., Bonansea, R.I. y Hued, A.C. 2015. A multi-level approach using *Gambusia affinis* as a bioindicator of environmental pollution in the middle-lower basin of Suquia River. *Ecol. Indic.* 48:706–720.
- Rawson, C.A., Lim, R.P. y Warne, M.S.J. 2008. Skeletal morphology and maturation of male *Gambusia holbrooki* exposed to sewage treatment plant effluent. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 70:453–461.
- Roggio, M.A., Guyón, N.F., Hued, A.C., Amé, M. V., Valdés, M.E., Giojalas, L.C., Wunderlin, D.A. y Bistoni, M.Á. 2014. Effects of the synthetic estrogen 17 α -ethinylestradiol on aromatase expression, reproductive behavior and sperm quality in the fish *Jenynsia multidentata*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 92:579–584.
- Zambrano, M.J., Rautenberg, G.E., Bonifacio, A.F., Filippi, I., Amé, M.V., Bonansea, R.I. y Hued, A.C. 2018. Effects of water quality on aspects of reproductive biology of *Cnesterodon decemmaculatus*. *Sci. Total Environ.*, 645:10–21.



EJE TEMÁTICO 6

**EDUCACIÓN AMBIENTAL
Y COMUNICACIÓN PÚBLICA DE LA CIENCIA**



El juego y el arte como herramientas para la valorización de los ambientes acuáticos urbanos

Paula Altieri¹, Bianca Cortese¹, Javier García de Souza¹, Carolina Monti¹, Augusto Siri¹, Belén Semeñiuk¹, María Mercedes Nicolosi Gelis¹, Rocío Pazos¹, Soledad Nomdedeu², Miriam Maroñas¹, Florencia Pisano³ y María Fernanda Alvarez¹

¹Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (CONICET-Fac. Ciencias Naturales y Museo-UNLP)

²Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (CONICET)

³Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CONICET-Facultad de Ciencias Naturales y Museo-UNLP).

Email: altieripaula@ilpla.edu.ar

RESUMEN

Los ambientes acuáticos urbanos se ven afectados de manera directa por la ineficiencia en el manejo de los residuos, la contaminación y las inundaciones, problemáticas que han sido reiteradamente identificadas por vecinos/as del Partido de La Plata, y potenciadas luego de las inundaciones de 2008 y 2013. Con la convicción de que el rol de los/as científicos/as es involucrarse en las realidades de otros sectores de la sociedad, en el 2015 creamos el proyecto “Exploracuático@s: explorando el ambiente acuático y sus habitantes” con el objetivo de re-valorizar los ambientes acuáticos urbanos desde un enfoque lúdico y artístico. Nuestra experiencia trabajando en Centros Comunitarios de Extensión Universitaria (UNLP) nos marca que tanto el juego como el arte han sido las mejores herramientas para lograr un verdadero diálogo de saberes con personas que habitan en barrios atravesados por arroyos en pos de difundir su importancia y su conservación.

Palabras claves: DIÁLOGO – SOCIEDAD – AMBIENTE

Introducción

Los ambientes acuáticos urbanos no suelen ser tenidos en cuenta a la hora de planificar la ocupación del territorio. Muchas veces su existencia es considerada sólo de manera negativa, como lugares sucios, inertes y de descarga cloacal. En la ciudad de La Plata luego de las inundaciones ocurridas en los años 2008 y 2013, esta situación se agravó, ya que varios arroyos se desbordaron y pasaron a ser además fuente de temor y de desprecio para los/as habitantes de los barrios atravesados por los mismos. Tan sólo la posibilidad de que pudiesen ocurrir catástrofes semejantes nuevamente, sumada al ineficiente manejo de los residuos, hace que estos ambientes no sean considerados de interés para su uso recreativo ni mucho menos por sus servicios ecosistémicos. Estas situaciones ponen de manifiesto lo necesario y fundamental que es dirigir esfuerzos en investigar y educar en torno

al riesgo frente a las inundaciones y la importancia de preservar estos ambientes.

Por esta razón, como colectivo de extensionistas, la mayoría integrantes del Instituto de Limnología “Dr. Raúl Ringuelet” (ILPLA, CONICET-UNLP), creamos en el año 2015 el proyecto de extensión, educación ambiental y comunicación pública de la ciencia “Exploracuático@s: explorando el ambiente acuático y sus habitantes”. El proyecto se desarrolla en dos barrios de la periferia de La Plata vinculados a ambientes acuáticos: los arroyos Pérez y Del Gato. El objetivo de las acciones que llevamos adelante apuntan a que los/as participantes de nuestros talleres puedan re-descubrir y re-valorizar los ambientes acuáticos que los/as rodean, renovando su empatía por ellos, a partir de un enfoque lúdico, artístico e interactivo.

¿Quiénes somos?

Exploracuático@s lleva casi 4 años de trabajo continuo en dos Centros Comunitarios de Extensión Universitaria (CCEU) de la Universidad Nacional de La Plata. Somos un colectivo conformado por personas de diferentes ámbitos que pensamos y creemos que desde la universidad pública es posible un modelo de vinculación personal y profesional con otros sectores de la sociedad que propicie el diálogo de saberes y que apunte a la inclusión y a la justicia social. El proyecto está conformado por estudiantes y graduados/as de biología, pero también nos nutrimos de otros saberes que aportan comunicadores/as, ingenieros/as, paleontólogos/as, antropólogos/as, artistas, profesores/as y profesionales de las ciencias sociales (Fig. 1). Y así vamos, como un zoológico de ideas, formaciones y deformaciones, avanzando y retrocediendo en este camino extensionista.

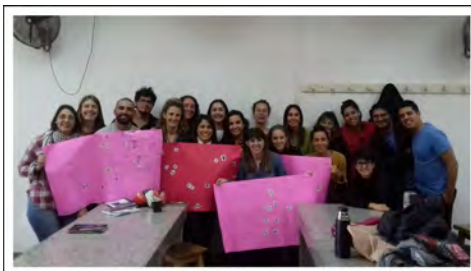


Fig. 1. Integrantes del Proyecto en un taller interno.

¿En dónde estamos?

El equipo extensionista realiza las actividades semanalmente en dos CCEU, el N° 3 "Corazones de El Retiro" ubicado en el barrio El Retiro y el CCEU en formación "Sacachispa/ Nuevo Mercadito" ubicado en Ringuet. Ambos Centros están conformados por diversas instituciones, tales como clubes y comedores. En el barrio El Retiro el taller se lleva a cabo con niños/as y adolescentes que concurren al club Corazones del Retiro y al comedor "El Charquito". Además, en el club se trabaja de manera articulada con la Escuela Primaria de Adultos N°724 y con el Canal de Televisión Comunitaria "Naturaleza Viva". Por otro lado, en Ringuet los talleres han sido rotativos, realizándose encuentros en el Club Sacachispa, en un sector del barrio conocido como "La Islita", en la papelería Unión Platense, y hace

más de un año se lleva adelante en el Comedor "El Refugio del Puente".

¿Qué hacemos?

Abordamos el territorio a través de diversas actividades bajo la modalidad de taller (Ander, 1991) utilizando como herramientas principales el juego y el arte (Algava, 2006). Desde dinámicas de presentación hasta producciones colaborativas, pasando por juegos individuales y en grupo, todo está atravesado por el agua, los organismos que la habitan, sus usos y su importancia para la vida humana. Algunas de las herramientas que usamos son:

- Dibujos sobre ambientes acuáticos y organismos para colorear (Fig. 2A).
- Imágenes para copiar, colorear o recortar. Mapas y afiches para producciones colectivas.
- Creación de organismos con moldes de yeso o telgopor (Fig. 2B).
- Cartas didácticas de ambientes, organismos y comunidades acuáticas.
- Juegos de la memoria de ambientes y organismos (Fig. 2C).
- Sopas de letras, juegos de preguntas/respuestas y crucigramas.
- Tela que representa un corte de un arroyo, en donde se agregan imágenes de organismos y palabras.
- Cuentos, adivinanzas, personajes para una obra de teatro.
- Juegos de movimiento y baile. Yoga al finalizar algunos encuentros (Fig. 2D).
- Muestreo de animales y plantas acuáticas en los arroyos.
- Observación de organismos vivos a simple vista o con lupas y microscopios. (Fig. 2E)
- Limpieza colectiva del arroyo como mecanismo de difusión y concientización. (Fig. 2F).

Desafíos, recorridos...¿conclusiones?

Proponemos abordar problemáticas ambientales relacionadas principalmente con la contaminación acuática, las inundaciones, la conservación y la biota en un territorio profundamente problematizado, surcado y atravesado por desigualdades, por derechos de la niñez vulnerados y por olvidos constantes en diferentes agendas políticas, ¡todo esto resulta difícil!

En este andar de casi 4 años de trabajo, la realidad y dinámica de cada barrio nos han ido

llevando por caminos sinuosos, y a veces bastante diferentes; sin embargo creemos que esta diversidad, permeabilidad y plasticidad han enriquecido enormemente al colectivo que formamos Exploracuático@s y por ende, también nuestras acciones, nuestro pensar y nuestros vínculos con los barrios, las instituciones y principalmente las personas.



Fig. 2. Herramientas y actividades llevadas a cabo durante los talleres.

Nuestro posicionamiento y acompañamiento, a través de las acciones interactivas, artísticas y también "científicas", el vínculo que hemos creado y fortalecido, y este continuo diálogo de saberes entre los/las niños/as, jóvenes, adolescentes y adultos/as creemos que ha sido positivo en pos de acercarlos/las nuevamente a su arroyo, lograr nuevamente que "sea parte" de lo cotidiano y, concientizar sobre la necesidad de conocer su diversidad y conservarla. Es así, que nuevos proyectos y acciones que surgieron desde Exploracuático@s tienen un pequeño recorrido propio. Pequeño desde lo temporal, pero grande desde lo significativo: porque son los/as propios/as jóvenes y adultos/as del barrio quienes han tomado la propuesta y enseñan a sus pares, a sus vecinos/as la importancia de mantener el arroyo limpio para vivir en un barrio más sano (Por ejemplo el proyecto liderado por estudiantes de la EPA N°724 y su maestra: "Arroyo Limpio Barrio Sano"). En general la edad de los participantes ha variado entre 2 a 15 años, por lo cual hemos

registrado que el juego y el arte han sido las mejores herramientas para lograr intercambiar saberes y experiencias de forma relajada y nutritiva. Las acciones realizadas y la presencia semanal han logrado que los niños/as y jóvenes se apropien del espacio de un modo transformador, tanto para ellos/as como para los/as tallertistas. De esta manera, serán los/as exploracuático@s locales quienes transmitan a su propia comunidad lo aprendido acerca del arroyo, sus habitantes, y las ventajas de protegerlos para mitigar los efectos de la contaminación y de las posibles inundaciones.

Agradecimientos

A todos/as los que son y fueron en algún momento Exploracuático@s, ¡porque dejaron una huella y su granito de arena! A la UNLP, por el acompañamiento recibido y por los subsidios otorgados. A todas/os las/os integrantes del ILPLA, porque son el blanco de nuestros pedidos (juguetes, rifas, pinturas, etc.). A todas las personas que forman el club Corazones, El Charquito, El Refugio del Puente, Sacachispa, La Papelera y los/as vecinos/as de "La Isleta" porque nos acompañan, nos empujan, nos brindan el espacio, y los mates tan necesarios en estas tareas.

Referencias

- Ander Egg, E. 1991. *El taller, una alternativa para la renovación pedagógica*. Editorial Magisterio del Río de la Plata, Buenos Aires.
- Algava, M. 2006. *Jugar y jugarse. Las técnicas y la dimensión lúdica de la educación popular*. Ediciones América Libre.



Experiencias de enseñanza y divulgación de la ciencia en contextos no formales

Micaela Chindamo^{1,2,3}

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff” (UNCPBA – CIC – CONICET) – República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires - Calle 526 entre 10 y 11 (1900), La Plata, Argentina.

³ Facultad de Agronomía (UNCPBA)- República de Italia 780 (B7300), Azul, Buenos Aires, Argentina.
Email: micachindamo@gmail.com

RESUMEN

El presente trabajo comenta experiencias de enseñanza personales realizadas en el marco de un proyecto del Voluntariado Universitario y desde la Sala de Interpretación de las Ciencias Naturales “La Mulita”, de la Facultad de Agronomía (UNCPBA). Los objetivos fueron acercar conocimiento científico a la sociedad con respecto al medioambiente de la zona y poner de manifiesto algunos mitos y creencias de la ciencia con el fin de re-pensarlos y re-construirlos. Se trabajó con diversos contenidos y en diferentes niveles educativos. Las conclusiones de este trabajo se encuentran orientadas a la idea de que lo que no se conoce difícilmente pueda ser valorado y respetado. Así mismo, se hace énfasis en la necesidad de adaptar y acercar el conocimiento científico a los distintos sectores de la sociedad de modo tal de permitir desarrollar un pensamiento crítico en los ciudadanos y la consecuente posibilidad de tomar decisiones criteriosas en pos del cuidado del medioambiente.

Palabras Claves: EDUCACIÓN – MEDIOAMBIENTE - ARROYO DEL AZUL

Introducción

Conocer el medio en el que se habita resulta fundamental para tomar decisiones óptimas para su conservación. El problema radica cuando al conocimiento científico, se le sobreponen emociones u opiniones personales que contienen una alta componente subjetiva y que pueden perjudicar el entorno, aún sin tener conocimiento o intención de hacerlo. Si bien se sabe que la ciencia no logra ni pretende un conocimiento totalmente objetivo (Adúriz-Bravo et al., 2013), es fundamental entender que la misma interpreta la realidad y no representa la realidad en sí misma (Martín, 2002).

Una educación de calidad es aquella que ayuda a los ciudadanos a construir un criterio para poder discernir los distintos tipos de saberes (Gil Pérez, 1994; García, 1998) y sus alcances. Para ello, resulta esencial adaptar el conocimiento científico para que pueda ser interpretado por individuos sin formación formal en ciencias. Ya sea con clases, material didáctico u otros medios, es posible llevar a la población información de calidad que le ayude en la toma diaria de decisiones, en este caso concerniente a la ecología y el medioambiente.

El presente trabajo tiene como objetivo dar a conocer, desde la percepción de la autora en su condición de alumna de grado, tareas desarrolladas en el marco de dos proyectos: uno perteneciente al programa de Voluntariado Universitario (SPU) y el segundo sobre la Sala de Interpretación de las Ciencias Naturales “La Mulita” de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA). En ambas experiencias se llevaron a cabo tareas de docencia y divulgación de las ciencias naturales en diversos contextos, bajo distintas modalidades, y para diferentes públicos. Todas las actividades tuvieron como objetivo adaptar y acercar el conocimiento científico a la sociedad, de modo tal de permitir el desarrollo de un pensamiento crítico en los ciudadanos, y la consecuente posibilidad de tomar decisiones criteriosas en pos del cuidado del medioambiente.

Acerca de los proyectos

Uno de los elementos que conforma parte del paisaje azuleño es el Arroyo del Azul. El mismo atraviesa la ciudad y tanto su balneario, Parque

Municipal como su costanera son importantes sitios recreativos para los habitantes de la región.

Con el objetivo de dar a conocer la diversidad de especies y sus interrelaciones, se llevó a cabo un proyecto de Voluntariado Universitario denominado "Conocer para valorar y respetar: el Arroyo del Azul desde la perspectiva ambiental". En él participaron docentes y estudiantes de la carrera del Profesorado en Ciencias Biológicas (FA – UNCPBA). Se restauró un espacio cedido por la Municipalidad de Azul ubicado en el Parque Municipal "Domingo Faustino Sarmiento", a pocos metros de distancia del curso de agua. Allí se colocaron peceras que luego fueron habitadas por numerosos representantes de la fauna y flora propias del arroyo. Entre los peces, se contó con ejemplares de chata (*Australoheros facetum*), mojaras (*Astyanax sp.*, *Cheirodon interruptus*, *Bricanamericus iheringii*), Dientudo (*Oligosacarcus jenynsi*), bagre cantor (*Pimelodella laticeps*), vieja de agua (*Hoplias malabaricus*), carpa (*Cyprinus carpio*) y madrecitas (*Jenynsia lineata*, *Cnesterodon decemmaculatus*). Como representantes de los invertebrados se colocaron moluscos, tales como caracol manzana (*Pomacea canaliculata*) y almejas (*Corbicula fluminea*). En cuanto a la vegetación, se colocaron macrofitas acuáticas: redondita de agua (*Hydrocotyle bonariensis*), sagitaria (*Sagittaria montevidensis*), helechito de agua (*Azolla filiculoides*), *Ricciocarpus natans*, lirios amarillos (*Iris pseudacorus*) y cola de zorro (*Ceratophyllum demersum*). Por otro lado, también se expusieron animales taxidermizados pertenecientes a un antiguo museo de ciencias naturales de la ciudad. Así se logró tener un representante de los reptiles, el lagarto overo (*Tupinambis teguixin*) así como también dos mamíferos: el coipo (*Myocastor coypus*) y el zorrino (*Conepatus humboldti*). El grupo zoológico más representado fue el de las aves. De esta manera hubo ejemplares de hornero (*Furnarius rufus*), tordo (*Molothrus bonariensis*), ratonera (*Troglodytes aedon*), calandria (*Mimus saturninus*), paloma torcaza (*Zenaida auriculata*), chimango (*Milvago chimango*), carancho (*Polyborus plancus*), gavilán caracolero (*Rostrhamus sociabilis*), gallareta (*Fulica leucoptera*), macá chico (*Podiceps rolland*), espátula rosada (*Platalea ajaja*), cigüeña (*Ciconia ciconia*), garza bruja (*Nycticorax nycticorax*), tero (*Vanellus*

chilensis), perdiz colorada (*Rhynchotus rufescens*), biguá (*Phalacrocorax olivaceus*), cisne de cuello negro (*Cygnus melanoryphus*), chajá (*Chauna torquata*), Cotorra (*Myiopsitta monachus*), pirincho (*Guirra guirra*), lechuza de campanario (*Tyto alba*) y carpintero común (*Colaptes campestris*) entre las más relevantes. El espacio contó también con un microcine, que permitía proyectar películas, documentales e incluso sonidos para reconocer aves y anfibios de la zona.

En cuanto a la Sala de Interpretación de las Ciencias Naturales "La Mulita", cabe señalar que la misma fue creada en el año 2005 a manera de respuesta a una demanda de la sociedad azuleña ante la falta de información local y regional acerca de temas relacionados con las particularidades ambientales de la zona. La misma posee como tutor desde su formación a Fabián Grosman (docente de la UNCPBA), y permite que estudiantes de grado del Profesorado en Ciencias Biológicas de la Facultad de agronomía, desarrollen allí tareas de docencia y extensión mediante las llamadas Becas de Contraprestación de Servicios.

Las actividades

Tal como se mencionó anteriormente, las actividades en el Voluntariado Universitario se desarrollaron tanto para público en general como para distintos niveles educativos, y las respuestas fueron muy diferentes entre sí. Los niños del Nivel Inicial se "pegaban" a las peceras para ver de más cerca a los peces o moluscos allí presentes (Fig. 1). Los alumnos del Nivel Primario prestaban mucha atención al momento de explicarles lo que estaban observando. La manera de trabajar adoptada dependía de las características de cada grupo, y esa decisión se tomaba en el momento mismo de arribo de los alumnos en base a características del grupo. Por su parte, las actividades para estudiantes del Nivel Secundario fueron escasas, y con respuestas diversas. Algunos grupos respondieron bien, escuchando y haciendo preguntas. Otros no tanto. Respecto a las visitas del público en general, eran realizadas por lo general los sábados y domingos, días en que hay mayor concurrencia en el Parque Municipal. Los intercambios con adultos mayores eran muy enriquecedores, ya que recordaban anécdotas de su infancia y se podían observar algunos aspectos que han cambiado con el paso del tiempo como, por ejemplo, la relación de los niños con la naturaleza. En estos intercambios también se destacaba cómo ha cambiado el

paisaje de la zona en estos últimos 50 años o la diversidad y numerosidad de especies.



Fig.1. Niños del Nivel Inicial durante una visita al sitio donde se desarrolló el Voluntariado Universitario.

Respecto a las actividades desarrolladas en “La Mulita”, muchas de ellas se llevaron a cabo en el ámbito del Campus Universitario, y otras consistieron en la visita a las escuelas y otros espacios. A diferencia de lo sucedido con las actividades del Voluntariado Universitario, aquí la mayoría de las actividades se desarrollaron con estudiantes del Nivel Secundario, en especial, Secundaria Básica. En general, los docentes solicitaban colaboración respecto al desarrollo del tema “Célula” y, paralelamente, al manejo y utilización de los microscopios ópticos. Tal es así, que en las actividades se desarrollaba brevemente el contenido teórico y luego se procedía a que los estudiantes aprendieran a hacer un preparado o conocieran los pasos básicos para realizarlo, al mismo tiempo que procedían a utilizar el microscopio y la lupa. La mayoría se maravillaba de descubrir un mundo nuevo y poder manejar ellos mismos el instrumental óptico. Y si de maravillarse se habla, cómo no recordar la actividad que se realizó con estudiantes adultos que se encontraban finalizando su trayecto escolar. Concurrieron a la Facultad en horario extra curricular, y luego de una breve introducción sobre “Diversidad de organismos”, observaron muestras de agua estancada, donde mayormente había representantes algales y organismos animales de reducido tamaño. Al ser pocos estudiantes, pudieron realizar la actividad sin apuro y manipular los elementos ópticos. Cabe destacar que muchos de ellos no sabían de la presencia de la Universidad en la ciudad, ni tampoco de su carácter de institución pública.

A la par de ambos proyectos se elaboraron materiales didácticos concernientes a las especies presentes en la zona. Así se construyeron las Fichas Ecológicas, cuyo contenido se basó en la descripción de la biología y ecología de las especies locales. También se publicaron presentaciones visuales con el desarrollo de los temas que se solicitaban con mayor frecuencia en las visitas. Todas las producciones fueron pensadas como material de divulgación y, al mismo tiempo, como material didáctico para docentes de todos los niveles educativos en el diseño y desarrollo de sus clases. Así mismo, desde “La Mulita” se participó en múltiples eventos, en los cuales se mostraba fundamentalmente la fauna de la zona y microorganismos presentes en gotas de agua.

Conclusiones

La educación es un pilar fundamental para la construcción del conocimiento sobre nuestro entorno. De esta manera resulta imprescindible generar espacios de enseñanza y aprendizaje que tengan como base al conocimiento científico. Esto no implica la desestimación de saberes tradicionales que se han transmitido de generación en generación, ni que se considere al conocimiento científico como el único válido. Sin embargo, es necesario formar ciudadanos que puedan distinguir entre unos y otros comprendiendo principalmente la lógica de cada uno de ellos. En una época donde el desarrollo científico pareciera estar en su apogeo, resulta de vital importancia impartir conocimiento de calidad que colabore en el aprendizaje sobre nuestro medio y permita a los ciudadanos desarrollar un pensamiento crítico. Esto facilitaría la toma de decisiones criteriosas que colaboren con el cuidado y preservación del medioambiente.

Referencias

- Adúriz-Bravo, A., Dibarboure, M. e Ithurralde, S. 2013. *El quehacer del científico al aula. Pistas para pensar*. Montevideo: Fondo Editorial Queduca de la FUM-TEP.
- García, E. 1998. *Hacia una teoría alternativa sobre los contenidos escolares*. Serie Fundamentos N°8 Colección Investigación y Enseñanza. Sevilla: Díada.
- Gil Pérez, D. 1994. Relaciones entre conocimiento escolar y conocimiento científico. *Investigación en la Escuela*, 23:17-32.
- Martin-Díaz, M.J. 2002 Enseñanza de las ciencias ¿Para qué? *Revista Electrónica de Enseñanza de las Ciencias*, 1(2):57-63.



Enfoque interdisciplinario en la promoción de la Agroecología

**Leyli Kazlauskas¹, María Eugenia Adaro¹, Brenda Alba¹, Silvina Delgado¹,
Julia Naveyra², Ariana Retribe², Karen Schimpf³ y Graciela Canziani³**

¹ Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.

² Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.

³ Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (UNCPBA – CIC), General Pinto 399, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.
Email: karenseleschimpf.03@gmail.com

RESUMEN

A través de un enfoque interdisciplinario se desarrolló un proyecto de extensión universitaria con la comunidad educativa de quince Escuelas Rurales del partido de Tandil con el propósito de acercar el conocimiento de la agroecología y la producción orgánica como alternativas sustentables de producción de alimentos. Las actividades mostraron los beneficios de esta forma de producción, que pone en valor la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, a la vez que surgieron las diferencias respecto del actual modelo productivo, dependiente de agroquímicos sintéticos, que causan efectos nocivos para la salud humana y el ambiente. Los objetivos se abordaron trabajando con alumnos y docentes de las escuelas involucradas a través del método de indagación con actividades disparadoras basadas en juegos. Los universitarios participantes se formaron en talleres específicos, conociendo en el territorio alternativas al método convencional, propusieron los juegos y desarrollaron las actividades correspondientes, visualizaron la situación productiva y social, tomaron conciencia de sus ecosistemas inmediatos y compartieron experiencias entre los diferentes actores sociales involucrados.

Palabras claves: ESCUELAS RURALES – AGROECOLOGÍA - INTERDISCIPLINA

Introducción

En Argentina, la agricultura intensiva con uso de agrotóxicos provee uno de los ejes económicos más importantes (Villaamil Lepori et al., 2013). Los agroquímicos plaguicidas utilizados en los cultivos ocupan un lugar importante dentro de las sustancias a las que estamos expuestos cotidianamente. Su utilización ha aumentado en las últimas décadas, produciendo diversos daños al ambiente y la salud, debido a que los mismos no quedan acotados a los lugares en donde se realizan las aplicaciones, sino que tienen la capacidad de transportarse a través del suelo, agua y aire (Eddleston, 2002).

Uno de los efectos más nocivos que produce el uso de plaguicidas es la disminución de la biodiversidad (Espinoza, 2003). La diversidad entre los seres vivos es esencial para que los ecosistemas funcionen adecuadamente y brinden una multitud de beneficios a las sociedades humanas. Los beneficios que

conocemos como servicios ecosistémicos hacen posible la vida humana, al proporcionar alimentos nutritivos y agua limpia; al regular las enfermedades y el clima; al apoyar la polinización de los cultivos y la formación de suelos, y al ofrecer beneficios recreativos, culturales y espirituales.

A fin de dar una respuesta local a esta problemática y como herramienta de acción, se trabajó en el proyecto de Voluntariado Universitario denominado “EcoAgricultura” y financiado en 2017 y 2018 por la Secretaría de Políticas Universitarias (SPU). El equipo fue conformado por un grupo interdisciplinario de docentes de la Facultad de Ciencias Exactas, Veterinarias y Humanas de la UNICEN; graduados y estudiantes pertenecientes a las carreras de Licenciatura en Tecnología Ambiental, Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental e Ingeniería Agronómica.

Este proyecto tuvo como destinatarios a alumnos y educadores de Escuelas Rurales seleccionadas con la colaboración de la

Jefatura Distrital. Los principales objetivos planteados fueron dar a conocer sistemas de producción alternativos, que respeten a los diferentes seres vivos y sean sostenibles en el tiempo; generar conciencia en la población sobre los riesgos del uso de agroquímicos biocidas; y visibilizar la problemática relacionada con la salud y el medio ambiente, de manera de contribuir a la articulación entre diversas comunidades en situaciones similares.

Materiales y métodos

En primer lugar, se seleccionaron las quince Escuelas Rurales con la que se trabajaría, estableciendo una distancia mínima de 5 km desde el centro de Tandil (asegurando ubicación en la denominada área rural) y una distancia máxima de 35 km. (Fig. 1). En 2017 se trabajó con una escuela de Educación Inicial, 6 de Educación Primaria y 1 de Educación Secundaria, mientras que en 2018 fueron 6 Secundarias y 2 Primarias, una de ellas ya participante el año anterior que solicitó continuar con más actividades.

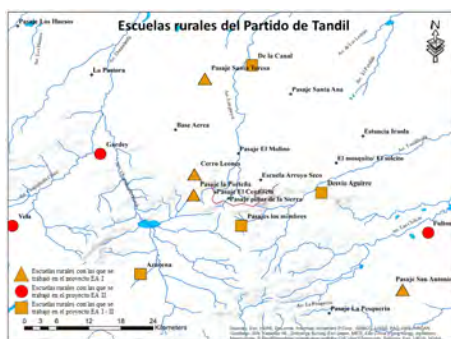


Fig. 1. Escuelas Rurales del Partido de Tandil seleccionadas para trabajar en el proyecto.

La capacitación de los participantes universitarios se realizó a través de talleres y seminarios desarrollados por especialistas en cada uno de los temas: Agroecología (J. Souza Casadinho y C. Lowy), Plaguicidas (C. Lowy), Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (G. Canziani), y Método de Indagación (C. Ramírez).

Los nuevos modelos de aprendizaje buscan fortalecer el interés y la curiosidad de los estudiantes y motivar así el descubrimiento de nuevos fenómenos a través de la aplicación del método científico. El método de indagación (Aragón et al., 2009) es un enfoque pedagógico que propone el aprendizaje de las ciencias

como una investigación dirigida acerca de las situaciones problemáticas de interés, potenciando el desarrollo de habilidades de pensamiento científico integradas con el aprendizaje de conceptos de las disciplinas, situando a los alumnos como activos generadores de conocimiento escolar, bajo la guía del docente. Entonces, a partir de la observación, un concepto de fondo, conocimientos previos y una inquietud particular, se constituye una pregunta/actividad que debe ser contestada mediante una acción o experiencia de primera mano y, por último, se genera un espacio de análisis que permita discutir los hallazgos (reflexión).

A la par de la formación, sucesivas reuniones dieron lugar a la elaboración de los juegos que servirían como disparadores para el aprendizaje por indagación y la recopilación de material didáctico sobre la temática para uso propio y de los docentes rurales. También se visitaron huertas y/o campos de productores agroecológicos y orgánicos de la zona con el fin de adquirir mayores conocimientos en el área, y para conocer su disposición como colaboradores (charlas, armado de huertas, asesoramiento, etc.). Se prepararon cuatro equipos de trabajo para llevar adelante cada uno las actividades en dos de las escuelas. Una vez organizado esto, se coordinaron diferentes encuentros con los directivos de las escuelas involucradas para informar en qué consistía el proyecto y coordinar en forma conjunta, las actividades a llevarse a cabo en función de su planificación escolar.

Las actividades tuvieron como tema central, el rol de la biodiversidad en el funcionamiento del ecosistema productivo. A través del método de indagación y con la utilización de juegos y/o actividades como disparadores se fueron abordando los temas. Para los más chicos, se abordó el tema de la alimentación saludable con imágenes para el reconocimiento de los vegetales que ellos consumen, las partes de las plantas, el rol de los polinizadores para los vegetales y dónde crecen y de dónde llegan. Una actividad interesante para los más chicos se desarrolló tomando muestras de suelo, observándolas en el microscopio, y plantando semillas para experimentar cual suelo resultaba más favorable para el crecimiento. El juego de la Oca elaborado específicamente para aprender indagando sobre la agroecología y sus diferencias respecto del sistema de agricultura de altos insumos, donde los jugadores avanzan o retroceden según los conceptos beneficioso o perjudicial para el ambiente de cada situación, resultó muy adaptable a todas las edades. Para

los más chicos, las maestras proponían las reglas del juego, mientras que, para los adolescentes, las reglas las iban proponiendo y discutiendo entre ellos. Jugaban según lo que se decidía entre todos, y finalmente analizaban cómo las reglas habían afectado cada desenlace.

Todas las actividades tuvieron como tema central el rol de la biodiversidad en la productividad del agroecosistema (aves, microorganismos, insectos benéficos, controladores de plagas, lombrices, polinizadores, etc.), analizando cómo cada tipo de organismos colabora en ello. Se observó también qué diferencias surgen en esos servicios ecosistémicos en el sistema convencional y en el agroecológico. Se trató también el problema de la contaminación del suelo, el aire y el agua por el uso de los agroquímicos y la pérdida de calidad que se observa. En todas las situaciones se pudo dejar en claro los riesgos y daños de los agroquímicos plaguicidas en la salud humana y la del ambiente, y los cuidados y precauciones necesarios para reducir los riesgos (FAO-OIT, 2015).

Resultados

Los participantes del proyecto profundizaron sus conocimientos sobre los sistemas productivos locales, la agroecología y la agricultura orgánica integrando sus saberes y disciplinas, y sumando el conocimiento del territorio.

De las visitas a las diferentes escuelas, se pudo observar que la mayoría de los alumnos no cuentan con huertas en sus hogares y que consumen escasa variedad de hortalizas y frutas, e incluso no reconocen algunas. También desconocen el aprovechamiento total de ellas para su nutrición. Se pudo reconocer una falta de la conceptualización de fondo de la existencia de los servicios ecosistémicos y de su conservación. En cuanto al conocimiento y el empleo de plaguicidas, los niños tienen contacto directo con agroquímicos biocidas por la reutilización de los envases y, algunos, por ayudar en el trabajo a sus padres, aplicándolos o actuando como banderilleros. A pesar de conocer los riesgos que representan los plaguicidas, no se toman las precauciones necesarias ni siguen las normas establecidas. Aun cuando los niños hayan "naturalizado" la presencia de plaguicidas en su entorno, al comparar imágenes de un campo agroecológico con otro en el que se aplican agroquímicos, reconocieron espontáneamente una mayor diversidad vegetal y animal en el primer caso.

Conclusiones

Las metas fueron alcanzadas con éxito, debido a que los docentes, directivos y alumnos demostraron un gran e inmediato interés en la temática. Las docentes de las Escuelas Rurales manifestaron la necesidad y el deber de concientizar a sus alumnos sobre la utilización de agroquímicos plaguicidas y ayudar a evitar riesgos y daños. Los alumnos mostraron entusiasmo en la participación en todas las actividades propuestas. Además de su buena predisposición, los chicos generaron un espacio de intercambio de sus conocimientos y realidades, no solo con su relación con los alimentos, sino también relatando sus experiencias en el conocimiento y uso de plaguicidas y cuáles eran los recaudos que sus familias tenían o la ausencia de ellos. El desarrollo del proyecto ayudó a concientizar a los alumnos sobre la importancia de la presencia y cuidado de la biodiversidad, como promotores de servicios, y de la adecuada gestión de los ecosistemas, así como también, reconocer los daños y efectos que tiene la utilización indiscriminada de plaguicidas sobre el ambiente, particularmente en la calidad del agua y del suelo, así como sobre la salud. Todos los involucrados en el proyecto se enriquecieron de culturas, realidades productivas locales y de fuentes de información valiosa para el crecimiento y fortalecimiento de actividades agrícolas sostenibles en el tiempo, basadas en el cuidado medio ambiental y de la salud poblacional.

Referencias

- Arango, N., Chaves, M.E. y Feinsinger, P. 2009. *Principios y Práctica de la Enseñanza de Ecología en el Patio de la Escuela*. Instituto de Ecología y Biodiversidad, Fundación Senda Darwin, Santiago, Chile.
- Eddleston, M. 2002. Pesticide poisoning in the developing world – a minimum pesticides list, *The Lancet*, 360(9340):1163-1167.
- Espinoza, A., Vaquerano Castro, B., Torres, R., y Montiel, H. 2003. Efectos de los plaguicidas en la salud y el ambiente en Costa Rica (No. 632.95 E27). Organización Panamericana de la Salud, San José (Costa Rica) Ministerio de Salud, San José (Costa Rica).
- FAO-OIT. 2015. *¡Protege a los Niños de los Plaguicidas! Guía visual del facilitador, versión preliminar*. DOI: 14598S/1/04.15.
- Villaamil Lepori, E.C., Bovi Mitre, G. y Nassetta, M. 2013. Situación actual de la contaminación por plaguicidas en Argentina. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 29:25-43.



Educación Ambiental bajo la lupa: críticas y avances bajo el marco teórico que sustenta las prácticas de Extensión Universitaria

Federico Oser¹, Francisco Acuña², Ignacio Casamay³, Luca Di Cesare², Lucas Misseri⁴, Daniel Oyarzo³, Tomás Peralta Lopresti³, Silvia Plaul², Jéssica Sansiñena¹, Lisandro Valbuena¹ y Guillermo Sebastián Natale¹

¹ Centro de Investigaciones del Medioambiente CIM. Departamento de Química, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP - CONICET. La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Laboratorio de Histología y Embriología Descriptiva, Experimental y Comparada, Facultad de Ciencias Veterinarias, UNLP. La Plata, Buenos Aires, Argentina.

³ Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP. La Plata, Buenos Aires, Argentina.

⁴ Instituto Patagónico para el Estudio de Ecosistemas Continentales IPEEC. CENPAT - CONICET. Puerto Madryn, Chubut, Argentina.

Email: federicooser@gmail.com

RESUMEN

En el presente trabajo se realiza una crítica a las prácticas de Educación Ambiental del proyecto de extensión “Bioindicadores de Contaminación de la laguna Los Patos” de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de la Plata (UNLP) bajo el marco teórico que sustenta la Extensión Universitaria. El objetivo es analizar y presentar el proceso evolutivo de estas prácticas, iniciadas en el año 2016, considerando tres dimensiones de análisis a) dimensión epistemológica, b) dimensión ético-política y c) dimensión pedagógica. El interés final del grupo de trabajo involucrado, es aportar desde la propia experiencia herramientas que sirvan a planificar y encauzar actividades de extensión en particular a aquellas relacionadas con Educación Ambiental.

Palabras claves: EDUCACIÓN AMBIENTAL – ANÁLISIS CRÍTICO – EXTENSIÓN CRÍTICA

Introducción

En el marco de la convocatoria 2016 de proyectos de extensión de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP) es que nace el proyecto “Bioindicadores de contaminación de la laguna Los Patos” de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, que continúa en desarrollo. Dicho proyecto surge a partir de la preocupación de algunos/as vecinos/as de la ciudad de Punta Lara por el estado de conservación de la laguna, la que alberga una gran diversidad de especies y que se encuentra rodeada de varias actividades que podrían impactar en ella.

Como parte de las tareas que el grupo extensionista ha desarrollado en el marco del proyecto, se encuentran las de Educación Ambiental. Las actividades en este sentido han sido llevadas a cabo con grupos de 2do, 3ero y 4to año de la Escuela Secundaria n°7 de Ensenada.

La dinámica establecida entre el grupo extensionista y el grupo de alumnos/as de la

escuela ha ido evolucionando a lo largo de estos tres años. En un principio, esta experiencia educativa apuntaba a la transferencia de conocimiento acerca de la presencia y conservación de bioindicadores presentes en la laguna. Mientras que hoy, sin dejar de lado esa misma preocupación, el proyecto plantea la problematización de las condiciones escolares desde la perspectiva del derecho a un ambiente educativo saludable, comprendiendo la demanda inicial de los/las destinatarios/as en un sentido más abarcador y, por ende, más complejo. Cabe aclarar que desde el proyecto, se entiende la “demanda” como las necesidades o problemáticas que conllevan una intervención, según lo planteado por Retamozo (2009).

Bajo la perspectiva de las dimensiones *epistemológica, ético-política y pedagógica* que sustentan la integralidad de saberes de las prácticas extensionistas, definidas por la Comisión Sectorial de Extensión y Actividades en el Medio (CSEAM) de la URR (2015), es el

objetivo de este trabajo visualizar cómo ha sido la evolución planteada anteriormente. El fin último es aportar desde la propia experiencia y de manera ordenada, herramientas que sirvan a este u otros proyectos para encauzar actividades relacionadas a la Educación Ambiental.

Dimensión epistemológica

Bajo esta dimensión es que se ponen en disputa los criterios de validez del conocimiento y el tipo de relación que se establece entre éste y las personas que participan de su producción (CSEAM, 2015). La extensión universitaria entendida desde los conceptos de extensión crítica (Tomassino y Cano, 2016) e investigación participativa (Durstun y Miranda, 2002), rompe con la forma tradicional de generación de conocimiento dicotómico sujeto-objeto. Así, atiende a la participación y al protagonismo de todos los sujetos, integrando sus saberes para la construcción conjunta de uno nuevo.

En la etapa inicial del proyecto, los talleres orientados hacia la biología fueron “generados en el laboratorio”, es decir, sin una etapa de intercambio con los destinatarios. Sin embargo, al cooperar con los y las alumnos/as en el análisis y visualización de las problemáticas que atraviesan diariamente, se generó mayor motivación y, por ende, mayor compromiso tanto de los/las extensionistas como del grupo escolar.

Dimensión ético-política

La intervención extensionista está destinada a la transformación de una situación o problema social identificado conjuntamente con los destinatarios (Tünnermann Bernheim, 2017), por lo que es una de las políticas que debe afrontar la universidad para participar en el desarrollo de la comunidad en la que está inmersa. Esto está íntimamente relacionado con la Responsabilidad Social Universitaria, la cual se define como la gestión ética de los impactos universitarios (Vallaes, 2008). En este sentido, este proyecto busca contribuir a la generación de impactos sociales positivos desde la universidad, aportando tanto a la vinculación de los alumnos y alumnas de la Escuela N°7 de Ensenada con la laguna Los Patos y su conservación, como a la percepción de otras problemáticas, lo que llevó a cambiar el enfoque del proyecto. Dentro de las otras problemáticas identificadas conjuntamente, se destaca la poca accesibilidad a la educación, y en esto a un ambiente sano, es que inician proyectos que

centralizan sus reclamos en pos de mejoras en esos aspectos entendiéndose como parte central de este proceso.

Dimensión pedagógica

La dimensión pedagógica con una perspectiva de integralidad permite la introducción de otros sujetos que rompen con la estructura verticalista de los roles educador-educado generando un proceso de formación que habilita enseñanzas y aprendizajes en múltiples direcciones. El desarrollo de la integralidad conlleva a la transformación del modelo pedagógico hegemónico y estereotipado, considerando a la educación como un fenómeno personal, histórico, social e ideológico (Guédez, 1980). En un principio el modelo planteado desde el proyecto evidenciaba características tradicionales de la estructura verticalista “educador-educando” implementando talleres cuyos ejes de debate y trabajo no consideraban el interés común del aula, sino solo los del grupo universitario extensionista. Esta estructura generó desinterés en el grupo destinatario, lo que llevó a plantear un cambio en la dinámica de trabajo. Así el modelo trascendió cuando los/las alumnos/alumnas fueron quienes a partir de sus saberes comenzaron a dirigir la construcción del conocimiento conjunto, indagando acerca de las problemáticas en su espacio cotidiano.

Conclusión

Teniendo en cuenta el objetivo del presente trabajo podemos concluir que existe una evolución constante en la metodología implementada respecto a las actividades de Educación Ambiental del proyecto de extensión “Bioindicadores de contaminación de la laguna Los Patos” de la FCNyM de la UNLP.

La evolución dada en las tres dimensiones que sustentan la extensión universitaria: dimensión epistemológica, ético-política y pedagógica, fue motivada por la atención a las demandas nacidas de parte de los/las destinatarios/as durante las actividades de educación del proyecto. Esto pone en evidencia que, sin dejar de lado los objetivos iniciales que pudiera tener un proyecto de extensión en Educación ambiental, es necesaria la evaluación constante de las demandas bajo las 3 dimensiones expuestas para permitir una constante transformación hacia los intereses del grupo destinatario.

La evaluación y transformación habilita el acercamiento horizontal entre el grupo destinatario y el grupo extensionista,

favoreciendo su permeabilidad e interacción, facilitando por último las prácticas de Educación Ambiental.

Se invita entonces a pensar a la comunidad científica acerca de la necesidad de abarcar los sucesos sociales que se identifican con una problemática ambiental, estos siempre remiten a las condiciones del entorno en que suceden.

Como reflexión final, destacar la importancia de las prácticas de extensión universitaria dedicadas a actividades de educación dado que admiten la integralidad de saberes, a partir de una dinámica horizontal y consciente, que permite el abordaje de distintos temas, entre ellos los relacionados a medio ambiente.

Bibliografía

- Comisión Sectorial de Extensión y Actividades en el Medio (CSEAM). 2015. *Formulación de proyectos de extensión universitaria*. Cuadernos de Extensión. URR.
- Durston, J. y Miranda, F. 2002. *Experiencias y metodología de la investigación participativa*. CEPAL.
- Guédez, V. 1980. Lineamientos académicos para la definición de los perfiles profesionales. *Revista de Pedagogía*, :14-15.
- Retamozo, M. 2009. Las demandas sociales y el estudio de los movimientos sociales. *Cinta de moebio*, 35:110-127.
- Tomassino, H. y Cano, A. 2016. Avances y retrocesos de la extensión crítica en la Universidad de la República de Uruguay. *Revista Masquedós*, 1(1):9-23.
- Tünnermann Bernheim, C. 2017. *El nuevo concepto de la extensión universitaria*.
- Vallaes, F. 2007. La Responsabilidad Social Universitaria: ¿Cómo entenderla para querer practicarla? Pontificia Universidad Católica del Perú.



EJE TEMÁTICO 7

EXPERIENCIAS E INTERCAMBIO DE SABERES



Remoción de cromo en humedales construidos de flujo superficial horizontal

Daniela S. Arán¹, Carlos A. Harguinteguy¹, Magdalena Monferrán², Florencia Barbero¹, Carla Costamagna¹, Antonela Ottero¹ y María Luisa Pignata¹

¹ Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV – CONICET – FCEyN-UNC) – Avenida Vélez Sarsfield 1611, Córdoba, Córdoba, Argentina.

² Centro de Investigaciones en Bioquímica Clínica e Inmunología (CIBICI), CONICET y Facultad de Ciencias Químicas Universidad Nacional de Córdoba, Provincia de Córdoba

Email: c_harguinteguy@unc.edu.ar

RESUMEN

La presencia de cromo en ecosistemas acuáticos, se ha convertido en una constante preocupación ya que generan residuos que contienen Cr (VI), el cual es reconocido por su carcinogenicidad. La construcción de humedales con plantas acuáticas nativas se propone como una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas residuales industriales con alto contenido de metales. Con el objetivo de evaluar la remediación de efluentes contaminados con Cr se construyeron humedales construidos de flujo superficial horizontal y se los expuso a concentraciones crecientes de cromo (5 mg L⁻¹, 20 mg L⁻¹, 50 mg L⁻¹) las cuales se corresponden a valores medidos en curtiembres. La exposición fue de 28 días y se tomaron muestras cada 7 días de agua. La remoción del metal de la solución fue superior al 90% en todos los casos. Teniendo en cuenta su eficiencia, podría utilizarse este tipo de humedal para la remediación de agua contaminada con cromo.

Palabras claves: HFSH – CROMO - HUMEDAL CONSTRUIDO

Introducción

El avance de la industrialización ha contribuido en forma sistemática a emisiones crecientes de metales pesados, con el consecuente deterioro de la calidad ambiental en extensas regiones del planeta (Khan et al., 2009). En los diferentes compartimentos bióticos y abióticos ocurre una transferencia y acumulación de metales pesados, los cuales representan un grupo de contaminantes que una vez incorporados al ambiente son de difícil eliminación (Becerril et al., 2007). En la provincia de Córdoba, estudios de monitoreo ambiental permitieron identificar la acumulación de metales pesados en plantas nativas y cultivadas, como así también la contaminación de suelos y de ríos por metales en zonas donde existen fuentes de emisión de estos contaminantes (Salazar et al., 2012; Harguinteguy et al., 2019). La contaminación de ecosistemas acuáticos por cromo se ha convertido en un motivo de preocupación en las zonas donde se asientan curtiembres. Si bien el cromo (III) es un oligoelemento esencial en el metabolismo de los mamíferos y junto con la insulina es responsable de reducir los niveles de

glucosa en sangre (Mohan et al., 2011), el cromo (VI) es reconocido por su toxicidad para la mayoría de los organismos y por su carcinogenicidad en humanos (Vankar y Bajpai, 2008).

En cuanto a los tratamientos para eliminar el cromo de sistemas acuáticos, las tecnologías incluyen precipitación, intercambio iónico, ultrafiltración, sedimentación, adsorción, etc. (Mohan et al., 2011). Dentro de los tratamientos sustentables, la fitoremediación es un método no convencional para el tratamiento de aguas residuales, y ha cobrado importancia mediante la construcción de humedales empleando macrófitas acuáticas, como una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas residuales industriales, que contienen elevados niveles de metales pesados y en Argentina esta tecnología ha comenzado a desarrollarse y aplicarse desde hace más de una década (Hada et al., 2011; Arán et al., 2017) pero aún hay escasos estudios en nuestro país acerca de la remediación del cromo contenido en efluentes de curtiembres (Dotro et al., 2011).

El objetivo del trabajo es evaluar la eficiencia de la remediación de aguas residuales

contaminadas con cromo a partir del uso de humedales construidos de flujo superficial horizontal con la macrófita nativa *Juncus effusus*.

Materiales y Métodos

Se colectaron plantas de tamaño similar de *Juncus effusus* en el río Los Reartes, (31°55'12"S 64°34'30"O) caracterizado por ser un área de montaña de características prístinas (Harguinteguy et al., 2013). Para los estudios experimentales, las plantas se trasladaron a un invernadero perteneciente al Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV) de la Universidad Nacional de Córdoba y se aclimataron por un mes en un medio preparado con agua destilada más una solución nutritiva. Se siguió el protocolo desarrollado por Monferrán et al., (2011).

Los experimentos se realizaron en invernadero mediante la construcción de humedales de flujo superficial horizontal (HFSH) a escala de microcosmos. Se utilizaron recipientes plásticos de 45 × 35 × 25 cm donde se colocó un tubo de PVC por el que ingresaba el influente. El efluente salía del humedal a partir de un tubo PVC, ubicado en la zona inferior opuesta al influente y fue bombeado nuevamente hacia el humedal. El recipiente fue relleno con arena excepto en la zona ocupada por los tubos de PVC, donde fue relleno con grava de 0,5 cm de diámetro para evitar el taponamiento. *J. effusus* fue expuesta a distintas concentraciones de Cr [0 mg Cr L⁻¹ (Control); 5 mg Cr L⁻¹; 20 mg Cr L⁻¹; 50 mg Cr L⁻¹] a partir de una solución madre de Cr(NO₃)₃·9H₂O en humedales FSH. Cada tratamiento fue evaluado por triplicado. Para establecer las concentraciones se tuvo en cuenta lo estudiado en bibliografía para los efluentes de curtiembres (Dotro et al., 2011; Colin et al., 2012).

Se evaluó la remoción de Cr de la solución y para ello se tomaron muestras de agua a los días 1, 7, 14 y 28 días, utilizando jeringas con filtros de teflón 0,45 µm. Luego, las muestras de agua filtradas se acidificaron con HNO₃ ultra puro (sub-boiling, Merck) hasta un valor de pH ≤ 2 y se conservaron a 4°C hasta su análisis. Finalmente, la concentración de Cr se determinó utilizando un Espectrómetro de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS) (Agilent 7500). Los resultados se expresaron en µg L⁻¹.

Además se calculó el Porcentaje de Remoción:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \cdot 100$$

Donde

C_i = Concentración inicial del metal en la solución;

C_f = Concentración final del metal en la solución

Para el análisis de los resultados se utilizó el software InfoStat (V1.1) y se realizó el análisis de varianza (ANOVA) y el test de Duncan a posteriori.

Resultados

En el gráfico (Fig. 1) se observa la variación en la concentración de cromo para cada humedal FSH expuesto a concentraciones crecientes del metal a lo largo de 28 días.

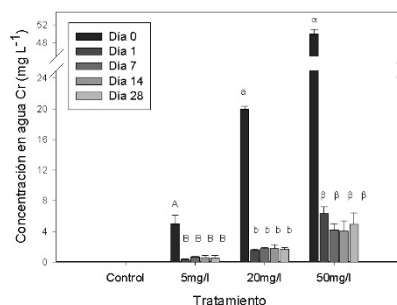


Fig. 1. Remoción de Cromo a lo largo del tiempo en cada tratamiento. Diferencias significativas en cada tratamiento para los distintos tiempos se señalan con distintas letras.

Se hallaron diferencias significativas entre los humedales expuestos a concentraciones crecientes de cromo. Además dentro de cada tipo de humedal la concentración de cromo disminuyó abruptamente el primer día y se mantuvo constante hasta el final de la exposición.

En la tabla 1 se presentan los porcentajes de remoción de Cromo en HFSH del día 1, 7 y 28 para tratamiento. En todos los casos la remoción fue mayor al 90% y no existieron diferencias significativas en ninguno de los casos.

Discusión

La remoción de cromo fue mayor al 90% en todos los casos, similar a lo reportado por Dotro et al., (2011) quienes hallaron una remoción entre el 90% y el 99% de cromo en humedales construidos. La disminución de la concentración del metal en el agua en tan sólo un día podría ser atribuida a los sedimentos.

Tabla 1. Porcentajes de remoción de Cromo en HFSH expuestos a distintos tratamientos y tiempos de exposición.

Tratamiento	Tiempo de exposición	% de Remoción
5 mg L ⁻¹	1 día	92,58
	7 días	87,55
	28 días	89,90
20 mg L ⁻¹	1 día	92,35
	7 días	91,28
	28 días	91,44
50 mg L ⁻¹	1 día	87,40
	7 días	91,59
	28 días	90,10

A pesar de que las plantas retienen contaminantes en sus tejidos y son importantes para renovar las fuentes de carbono para las bacterias degradadoras, es en los sedimentos donde se acumula la mayor parte de los contaminantes (Di Luca et al., 2011).

Conclusión

Los humedales construidos de flujo superficial horizontal permiten reducir en un 90% la concentración inicial de cromo. A partir de este estudio preliminar, se realizarán nuevas investigaciones para determinar el papel de las plantas de los sedimentos y de la especie *J. effusus* en la remoción del metal.

Referencias

- Arán, D.S., Harguateguy, C.A., Fernández Cirelli, A. y Pignata, M.L. 2017. Phytoextraction of Pb, Cr, Ni, and Zn using the aquatic plant *Limnobium laevigatum* and its potential use in the treatment of wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(22): 18295–18308.
- Becerril, J.M., Barrutia, O., Plazaola, J.I.G., Hernández, A., Olano, J.M. y Garbisu, C. 2007. Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas*, 16(2):50-55.
- Colin, V.L., Villegas, L.B. y Abate, C.M. 2012. Indigenous microorganisms as potential bioremediators for environments contaminated with heavy metals. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 69:28–37.
- Di Luca, G.A., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Sánchez, G.C. y Bonetto, C.A. 2011. Metal retention and distribution in the sediment of a constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 37(9):1267-1275.
- Dotro, G., Larsen, D. y Palazolo, P. 2011. Treatment of chromium-bearing wastewaters with constructed wetlands. *Water and Environment Journal*, 25(2):241-249.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., Del Sastre, M.V. y Di Luca, G.A. 2011. Bioaccumulation kinetics and toxic effects of Cr, Ni and Zn on *Eichhornia crassipes*. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1–3):1016–1022.
- Harguateguy, C.A., Gudiño, G.L., Arán, D.S., Pignata, M.L. y Fernández Cirelli, A. 2019. Comparison Between Two Submerged Macrophytes as Biomonitors of Trace Elements Related to Anthropogenic Activities in the Ctalamochita River, Argentina. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 102(1):105-114.
- Khan, S., Ahmad, I., Shah, M.T., Rehman, S. y Khaliq, A. 2009. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Environmental Management*, 90(11):3451–3457.
- Monferrán, M.V., Galanti, L.N., Bonansea, R.I., Amé, M.V. y Wunderlin, D.A. 2011. Integrated survey of water pollution in the Suquia River basin (Córdoba, Argentina). *Journal of Environmental Monitoring*, 13(2):398–409.
- Mohan, D., Rajput, S., Singh, V.K., Steele, P.H. y Pittman Jr, C.U. 2011. Modeling and evaluation of chromium remediation from water using low cost bio-char, a green adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, 188(1–3):319–333.
- Salazar, M.J., Rodríguez, J.H., Nieto, G.L. y Pignata, M.L. 2012. Effects of heavy metal concentrations (Cd, Zn and Pb) in agricultural soils near different emission sources on quality, accumulation and food safety in soybean [*Glycine max* (L.) Merrill]. *Journal of Hazardous Materials*, 233:244–253.
- Vankar, P.S. y Bajpai, D. 2008. Phyto-remediation of chrome-VI of tannery effluent by *Trichoderma* species. *Desalination*, 222(1–3):255–262.



X Congreso de Ecología y Manejo
de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos
Azul, Buenos Aires, Argentina – 20 al 22/11/2019



INSTITUTO MULTIDISCIPLINARIO SOBRE
ECOSISTEMAS
Y DESARROLLO SUSTENTABLE

Antibióticos y desinfectantes como contaminantes emergentes: su efecto sobre las comunidades bacterianas en aguas del Río de la Plata, Argentina

María Susana Fortunato, Ana Julieta González, Javier Laurino Soule, Alfredo Gallego, Sonia Edith Korol

Cátedra de Salud Pública e Higiene Ambiental. Facultad de Farmacia y Bioquímica. Universidad de Buenos Aires. Junín 956, (1113), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina
Email: mfortunato@ffyb.uba.ar

RESUMEN

Los antibióticos y desinfectantes son introducidos continuamente en los cursos de agua superficiales por vertido de efluentes agropecuarios, cloacales, hospitalarios e industriales no tratados o con tratamientos convencionales ineficientes para su remoción. Recientes estudios demuestran que muchos de estos compuestos o sus metabolitos son persistentes, presentan toxicidad para diferentes organismos acuáticos y contribuyen a la selección de bacterias resistentes. En Argentina se dispone de escasa información acerca de sus efectos adversos sobre los organismos acuáticos. La exposición de las comunidades bacterianas autóctonas a compuestos tóxicos y persistentes en los cursos de agua superficial puede dar lugar a procesos de adaptación, como resistencia a dichos compuestos y capacidad de biodegradación que posibilitan su supervivencia. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de la presencia de desinfectantes y antibióticos como contaminantes emergentes, sobre las comunidades bacterianas en aguas del Río de la Plata.

Palabras clave: CONTAMINANTES EMERGENTES – BIODEGRADABILIDAD - RESISTENCIA

Introducción

Los antibióticos y desinfectantes son empleados en grandes cantidades para el control de las enfermedades infecciosas de naturaleza bacteriana. Algunos desinfectantes como el cloruro de benzalconio y el triclosán son utilizados ampliamente en formulaciones de productos para el cuidado y la higiene personal. Estos compuestos, considerados contaminantes emergentes, han sido hallados tanto en aguas residuales crudas como tratadas con tratamientos convencionales, por lo que se demuestra la ineficiencia de dichos tratamientos (Gao et al., 2012). Los cuerpos de agua superficiales son los principales receptores de efluentes líquidos de diferentes orígenes tales como aguas residuales cloacales, hospitalarias, industriales y agropecuarias. Los antibióticos y desinfectantes no sólo pueden afectar a los ecosistemas por su toxicidad y persistencia, sino que además representan una amenaza potencial para la salud humana debido a que contribuyen a la selección de bacterias resistentes (Naquin et al., 2015; Zhang, 2017). Por esta razón, su llegada al medio ambiente no

sólo representa una amenaza potencial para los ecosistemas, sino también para la salud humana. La exposición de las comunidades bacterianas autóctonas a compuestos tóxicos y persistentes en los cursos de agua superficial puede dar lugar a procesos de adaptación, como la resistencia a dichos compuestos y la capacidad de biodegradación que posibilitan su supervivencia. Generalmente la ocurrencia de estos procesos de adaptación de los microorganismos en los cursos de agua, se debe a la presión selectiva que ejercen los contaminantes en el lugar. Sin embargo, microorganismos resistentes o degradadores pueden hallarse también en ambientes prístinos o escasamente contaminados. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de la presencia de desinfectantes y antibióticos como contaminantes emergentes, sobre las comunidades bacterianas en aguas del Río de la Plata.

Materiales y métodos

Se estudió la influencia de ocho antibióticos y tres desinfectantes en la biodegradabilidad de ácido benzoico como compuesto fácilmente

biodegradable de referencia en aguas superficiales del área de Buenos Aires. Se seleccionaron seis puntos de muestreo ubicados a lo largo del área costera del Río de la Plata: Puerto de San Isidro, Puerto de Olivos, Costanera Norte, Costanera Sur, Quilmes y Punta Lara. Los antibióticos estudiados fueron ciprofloxacina (CIP), tobramicina (TOB), amoxicilina (AMX), piperacilina-tazobactam (TZP), cefotaxima (CTX), cloranfenicol (C), clortetraciclina (T), claritromicina (CLTR) y los desinfectantes incluyeron cloruro de benzalconio (CB), triclosán (TC) y clorhexidina (CHX). El ensayo se llevó a cabo de acuerdo a la norma OECD 301 adicionando a las muestras de agua superficial 20 mg L⁻¹ de los compuestos en estudio y 20 mg L⁻¹ de ácido benzoico e incubando las mismas en un equipo respirométrico (BOD track II® -Hach) a 20 °C y con agitación constante durante 10 días. Al cabo de ese tiempo se determinó el consumo de oxígeno en comparación con un control de agua de río con 20 mg L⁻¹ de ácido benzoico. Para aquellos compuestos que presentaron un consumo de oxígeno superior al del control, se evaluó su utilización como única fuente de carbono por las comunidades microbianas autóctonas como demostración de la degradación. Para ello las muestras provenientes del ensayo de biodegradabilidad en las que se obtuvo este resultado, fueron utilizadas para inocular frascos Erlenmeyer con medio mínimo mineral adicionado del compuesto en estudio. Los frascos Erlenmeyer fueron incubados a 28°C con agitación (200 rpm) y se evaluó periódicamente la degradación de los compuestos por espectrometría UV-visible o Cromatografía Líquida de Alta Performance (HPLC) según el caso (Fortunato et al., 2017).

Resultados

En la Tabla 1 se muestra que el CB no afectó la biodegradabilidad del ácido benzoico, además fue el compuesto más degradado ya que evidenció un consumo de oxígeno superior al del control en tres de los sitios de muestreo (B). Para CLTR se evidenció degradación en el sitio de muestreo Costanera Sur, mientras que TC, TOB y T fueron los compuestos que mostraron efecto inhibitorio en el mismo sitio, evidenciado por un consumo de oxígeno menor al del control. (I) El resto de los compuestos no afectaron la biodegradabilidad del ácido benzoico ya que el consumo de oxígeno fue igual al del control en todos los sitios de muestreo (R). Tanto CB como CLTR fueron

utilizados como única fuente de carbono por las comunidades bacterianas autóctonas de los sitios de muestreo en los que se demostró un consumo de oxígeno superior al del control.

Tabla 1. Influencia de los desinfectantes y antibióticos sobre la biodegradabilidad de ácido benzoico en los sitios de muestreo. 1- Puerto de San Isidro; 2- Puerto de Olivos; 3- Costanera Norte; 4- Costanera Sur; 5- Quilmes; 6- Punta Lara.

Compuesto	Sitio de muestreo					
	1	2	3	4	5	6
CB	R	B	R	B	B	R
CHX	R	R	R	R	R	R
TC	R	R	R	I	R	R
AMX	R	R	R	R	R	R
CTX	R	R	R	R	R	R
TOB	R	R	R	I	R	R
T	R	R	R	I	R	R
C	R	R	R	R	R	R
CIP	R	R	R	R	R	R
CLTR	R	R	R	B	R	R
TZP	R	R	R	R	R	R
B	R		I			
Biodegradación	Resistencia		Inhibición			

Discusión

En trabajos anteriores (Fortunato et al., 2017) hemos, estudiado la biodegradabilidad de antibióticos y desinfectantes en aguas superficiales del Río de la Plata. En ese caso el efecto inhibitorio de los compuestos ensayados se evaluó teniendo en cuenta la propia materia orgánica del río. Observamos que, si bien solamente en algunos puntos se obtuvieron comunidades degradadoras, en la mayoría de los sitios la población no pareció inhibirse por la presencia del compuesto antibacteriano, es decir, el consumo de materia orgánica propia del río fue igual con o sin el agregado de los compuestos. Para confirmar esa hipótesis se realizó el presente estudio, teniendo en cuenta que al agregar un compuesto fácilmente biodegradable de referencia al sistema, la medida de la inhibición puede hacerse con mayor sensibilidad. Los estudios realizados permitieron confirmar que en la mayoría de los sitios de muestreo la biodegradabilidad del ácido benzoico no se vio afectada por los compuestos estudiados, por lo que puede

inferirse que las bacterias autóctonas de estos sitios presentan resistencia a dichos compuestos.



Fig.1: Localización de los puntos de muestreo

El hecho de que algunas comunidades bacterianas puedan utilizar CB y CLTR como única fuente de carbono es una muestra de la magnitud de los procesos de adaptación que ocurren en los microorganismos, que les permite en algunos casos no solamente sobrevivir a la aparición de los contaminantes en el medio ambiente sino también obtener una ventaja a partir de su presencia.

Conclusiones

El estudio de la capacidad de biodegradación y la resistencia microbiana a compuestos tóxicos no informa por sí sólo sobre el grado de contaminación de un lugar, sin embargo puede ser utilizado como un complemento importante de la caracterización de las aguas superficiales ya que ofrece información adicional referente al impacto de estos compuestos sobre las comunidades bacterianas autóctonas.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del Proyecto Código 20020170100555BA Secretaría de Ciencia y

Técnica. Universidad de Buenos Aires (UBACyT Programación Científica 2018-2020)

Referencias

- Fortunato, M.S., Baroni, S., González, A.J., Álvarez Roncancio, J.D., Papalia, M., Martinefski, M., Tripodi, V., Planes, E., Gallego, A. y Korol, S.E. 2017. Biodegradability of disinfectants in surface waters from Buenos Aires: Isolation of an indigenous strain 2 able to degrade and detoxify benzalkonium chloride. *Water, Air and Soil Pollution*, 229:120.
- Gao, L., Shi, Y., Li, W., Niu, H., Liu, J., y Cai, Y. 2012. Occurrence of antibiotics in eight sewage treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*, 86(6):665–671.
- Naquin, A., Shrestha, A., Sherpa, M., Nathaniel, R. y Boopathy, R. 2015. Presence of antibiotic resistance genes in a sewage treatment plant in Thibodaux, Louisiana, USA. *Bioresource Technology*, 188:79–83.
- Zhang, Q., Zhang, Y. y Li, D. 2017. Cometabolic degradation of chloramphenicol via a meta-cleavage pathway in a microbial fuel cell and its microbial community. *Bioresource Technology*, 229:104–110.



Los medios locales como una herramienta de monitoreo pasivo de mosquitos: el caso del mosquito de inundación *Aedes albifasciatus* en Tandil

Alejandra Gallego^{1,2}, Verónica Simoy^{1,2} y Darío Vezzani^{1,2}

¹ Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (UNCPBA – CIC) – General Pinto 399, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.

² CONICET

Email: alemania91@gmail.com

RESUMEN

El mosquito *Aedes albifasciatus* registra picos de abundancia luego de las lluvias debido a que sus estados inmaduros se desarrollan en charcos temporarios. Las quejas asociadas de los vecinos son canalizadas en medios gráficos locales. Nuestro objetivo fue estimar la curva de tiempo de desarrollo huevo-adulto de esta especie en Tandil y validarla con datos retrospectivos de picos de abundancia obtenidos en registros periodísticos locales. A partir de datos de tiempo de desarrollo del mosquito en función de la temperatura en localidades de otras latitudes se ajustó una función para Tandil. Utilizando dicha función y bases de datos de temperatura, precipitación y artículos periodísticos locales se identificó retrospectivamente los eventos de lluvia que desencadenaron los picos, validando los tiempos de desarrollo estimados. El algoritmo desarrollado puede ser de utilidad en otras localidades donde no se dispongan datos de campo.

Palabras claves: MOSQUITOS – CHARCOS - MEDIOS DE COMUNICACIÓN LOCALES

Introducción

El mosquito de inundación, *Aedes albifasciatus*, se caracteriza por registrar marcados picos de abundancia luego de las lluvias debido a que los estadios inmaduros se desarrollan en los charcos temporarios que estas producen. Esta especie es vector de la encefalitis equina del oeste, además de producir pérdidas en la producción de leche y carne bovina y generar grandes molestias a los ciudadanos por su comportamiento agresivo. Estudios en distintas latitudes de nuestro país han demostrado que la curva de tiempo de desarrollo huevo-adulto en función de la temperatura varía entre poblaciones del mosquito. En Tandil (Pcia. de Bs. As.), ésta es la única especie de mosquito que presenta marcados picos de abundancia y genera grandes molestias (Vezzani, obs. pers.), las cuales se ven sistemáticamente reflejadas en las quejas de los vecinos en los medios gráficos locales. El aporte de los ciudadanos con la recolección de datos sobre cuestiones que se encuentran a su alrededor es uno de los ejes fundamentales de la ciencia ciudadana. Dicha información puede ser de gran utilidad

como insumo para la validación de modelos teóricos en ausencia de datos de campo.

El objetivo de este estudio es estimar la curva de tiempo de desarrollo de la población de *Ae. albifasciatus* de Tandil y validarla con datos retrospectivos de picos de abundancia del mosquito obtenidos a partir de registros periodísticos de un medio gráfico local.

Materiales y Métodos

A partir de datos históricos (1982-2012) disponibles en el sitio Climate-Data.org se observó que la ciudad de Tandil registra temperaturas mensuales medias, mínimas y máximas con valores intermedios entre los registrados en CABA hacia el norte y Sarmiento (Pcia. del Chubut) hacia el sur.

Dado que las temperaturas de Tandil están comprendidas entre las de CABA y Sarmiento se propuso como función estimadora del tiempo de desarrollo larval en Tandil a la función promedio entre la de CABA y Sarmiento. Para dichas localidades hay una serie de datos disponibles de tiempos de desarrollo en función de la temperatura (Fontanarrosa et al., 2000; Garzon y Schweigmann, 2015). A partir de esta

información y utilizando el software R, se ajustó para cada sitio, CABA y Sarmiento, una función que estima el tiempo de desarrollo larval en función de la temperatura media del aire, y luego se estimó la función promedio para Tandil.

Con el fin de evaluar si esta función se ajusta bien a la población del mosquito en Tandil se buscó validarla a partir de información proporcionada por los vecinos. Considerando que las quejas de los vecinos sobre los picos de mosquito han sido canalizadas por el diario local "El Eco de Tandil", se realizó una búsqueda exhaustiva para determinar la ocurrencia de éstos durante el período 2000-2017. Considerando la fecha del registro periodístico, como la fecha de pico de abundancia, y utilizando la función estimada se buscó identificar el evento previo de lluvia que desencadenó el inicio del desarrollo larval (eclosión de huevo). Se confeccionó una base de datos con las precipitaciones y las temperaturas medias diarias de Tandil provistas por el Servicio Meteorológico Nacional. Dado un pico de abundancia, se buscó la temperatura de esa fecha en la base de datos y se calculó el tiempo de desarrollo utilizando la función estimada. Obteniéndose así una fecha probable de inicio de desarrollo si la temperatura hubiera sido constante durante todo ese período. Dado que esto no ocurre, se vuelve a evaluar la función considerando la temperatura promedio durante el período obtenido en el primer cálculo. Este procedimiento se repite hasta que la diferencia en días es menor a uno. Por último, una vez obtenida la fecha de inicio del desarrollo se identificó el evento de lluvia más próximo.

Resultados

La función

$$f(T) = e^{4.4338 - 0.09 T}$$

donde T es la temperatura del aire, permite determinar el tiempo de desarrollo desde la eclosión del huevo hasta la emergencia del adulto para las poblaciones de *Ae. albifasciatus* en Tandil. En la Fig. 1 se observan los tiempos de desarrollo en función de la temperatura para las tres localidades involucradas en el estudio.

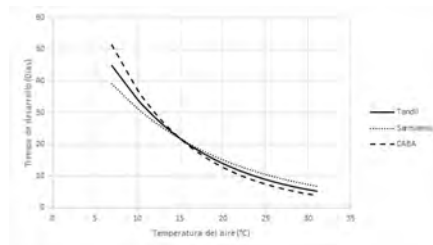


Fig. 1. Tiempo de desarrollo de *Ae. albifasciatus* en función de la temperatura media del aire en CABA, Sarmiento y Tandil.

De las 35 noticias relacionadas con mosquitos encontradas en el diario, se identificaron 6 que reflejaban la queja de los vecinos por las numerosas picaduras de mosquitos en los espacios abiertos de la ciudad; los demás hacían referencia a fumigaciones preventivas que realizó el municipio o a noticias relacionadas con la transmisión de dengue en otras localidades. Tres de las 6 se reportaron en marzo del 2001, 2006 y 2017 y las demás corresponden a enero y octubre de 2010 y a mayo de 2017. Durante este último pico de abundancia, todos los ejemplares capturados durante un muestreo no sistemático en espacios públicos correspondieron a *Ae. albifasciatus* (Vezzani, obs. pers.).

A partir del algoritmo implementado, se estimó la fecha de inicio de desarrollo para cada evento registrado en el diario. En 2 de los 6 casos fue posible vincular el día de la eclosión con un evento de lluvia de 100 ml o más con una diferencia de uno a tres días. En otros 2 casos, el evento de lluvia coincidió con la fecha de inicio de la eclosión, siendo las precipitaciones de 43 y 34 ml y la acumulada en los últimos 10 días de 137 y 113 ml. En los otros dos casos, la diferencia entre el día de la eclosión y el evento de lluvia fue de uno y dos días con precipitaciones de 26 y 37 ml y una acumulada mensual de 113 ml. En conclusión, hemos podido vincular la fecha de eclosión con un evento de lluvia con una diferencia máxima de 3 días.

Discusión

En el presente estudio se propone una función para estimar el tiempo de desarrollo de la población tandilense de un mosquito de relevancia médica y veterinaria. Pero más importante, se propone un algoritmo que puede ser utilizado en cualquier otra localidad, tanto para evaluar si la función dada para otro sitio es adecuada como para aprovechar la información

provista por los diarios locales. Este método de monitoreo pasivo puede ser de gran utilidad cuando no se disponen de datos a campo. Actualmente se están desarrollando los muestreos de campo para validar los resultados parciales aquí presentados. Por un lado, es necesario confirmar mediante capturas estandarizadas que la única especie que produce marcados picos de abundancia en Tandil es *Ae. albifasciatus*. Finalmente, futuros picos de abundancia se relacionarán con datos de temperatura y lluvia y simultáneamente se buscará la noticia en los diarios locales para validar de una forma sistemática los datos aquí presentados.

Agradecimientos

Se agradece al personal del diario El Eco de Tandil por brindarnos el acceso al depósito para la revisión de los ejemplares como así también al bibliotecario de la Biblioteca Rivadavia por brindarnos acceso a la digitalización de los diarios.

Referencias

- Garzón, M.J. y Schweigmann, N. 2015. Thermal response in pre-imaginal biology of *Ochlerotatus albifasciatus* from two different climatic regions. *Medical and veterinary entomology*, 29(4):380-386.
- Fontanarrosa, M.S., Marinone, M.C., Fischer, S., Orellano, P.W. y Schweigmann, N. 2000. Effects of flooding and temperature on *Aedes albifasciatus* development time and larval density in two rain pools at Buenos Aires University City. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 95(6):787-793.



Comparación entre la resistencia a cromo (VI) hallada en aguas superficiales del área urbana de Buenos Aires y cuencas vecinas

Natalia Gorino¹, Ana Julieta González¹, María Susana Fortunato¹, Carolina Mujica², Lorena Marquina², Carlos Gómez², Sonia E. Korol¹ y Alfredo Gallego¹

¹ Cátedra de Salud Pública e Higiene Ambiental. Facultad de Farmacia y Bioquímica. Universidad de Buenos Aires – Junín 956 4º Piso (1113), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

² Laboratorio Experimental de Tecnologías Sustentables. Centro de Tecnología del Uso del Agua. Instituto Nacional del Agua. Au. Ezeiza-Cañuelas, tramo Jorge Newbery Km 1,620, Ezeiza, Buenos Aires, Argentina

Email: mfortunato@ffyb.uba.ar

RESUMEN

El cromo es un contaminante ambiental que llega a los cursos de agua a través de las descargas de los efluentes de distintas industrias. La exposición de las comunidades bacterianas a compuestos tóxicos, como el cromo, da lugar a la selección de bacterias resistentes. La resistencia a cromo de las comunidades bacterianas presentes en un determinado ambiente podría, por lo tanto, dar una información indirecta sobre su contaminación con ese compuesto. En trabajos previos evaluamos la asociación entre concentraciones ambientales de cromo y presencia de bacterias resistentes al metal en el área urbana de Buenos Aires. En el presente trabajo extendimos el área de investigación hacia el sur de la Provincia de Buenos Aires y hacia el norte, en la zona del delta y la vecina provincia de Entre Ríos. Los valores obtenidos de resistencia son sensiblemente menores y no muestran correlación con los valores de concentración de cromo hallados en el agua superficial.

Palabras claves: CROMO – RESISTENCIA - CONCENTRACIÓN INHIBITORIA MÍNIMA

Introducción

Los metales pesados, por su toxicidad y diversidad de usos, son compuestos paradigmáticos de la contaminación. Su empleo se remite a los albores de la época industrial. En algunos casos, como ocurre para el plomo y el mercurio, su uso ha sido restringido. Sin embargo, otros metales como el cromo (VI) aún son utilizados en numerosas actividades como el acabado de metales y la preservación de la madera (Xu et al., 2011). El cromo (VI) llega al ambiente a través de efluentes industriales o urbanos. Esto se debe al mal funcionamiento de los sistemas de remoción, que no suelen ser eficientes a bajas concentraciones (Liu et al., 2012), o directamente a la ausencia de tratamiento. El cromo (VI) constituye un serio problema ambiental por su toxicidad y capacidad de bioacumulación (Rajá et al., 2006). En el ambiente, como otros tóxicos, inducen a la selección de comunidades bacterianas resistentes. Un ambiente más contaminado, en consecuencia, es esperable

que presente bacterias más resistentes. La determinación de esta resistencia podría ser entonces un modo indirecto de evaluar la contaminación con ese compuesto. La asociación sin embargo no es tan simple, ya que la selección de comunidades resistentes depende también de la concentración del tóxico presente. Además, un compuesto puede dar lugar a la selección de microorganismos resistentes a distintas especies químicas relacionadas.

Con el objetivo de probar esta hipótesis en un trabajo previo se determinó la resistencia a cromo (VI) y la concentración del metal en aguas superficiales del área urbana de Buenos Aires (Fortunato et al., 2017). Contrariamente a lo esperado se encontraron bacterias muy resistentes a cromo (VI) en prácticamente todos los lugares analizados, sin encontrar una correlación con su concentración ambiental. En el presente trabajo se realizó un muestreo más amplio, incluyendo zonas al sur de la Provincia de Buenos Aires, hasta el Partido de General Alvarado, y al norte hasta la ciudad de Colón en

Entre Ríos, con el objetivo de evaluar el alcance de esta situación.

Materiales y Métodos

Puntos de muestreo

Se tomaron 14 muestras de aguas superficiales en los siguientes sitios (Figura 1):

- Aº Durazno- Puente Av. 26, Miramar
- Aº Chapadmalal – Puente Ruta 11, Chapadmalal
- Aº Santa Elena - Santa Clara del Mar
- Canal 5-Puente Autovía 2, General Pirán
- Canal 9-Puente vieja ruta 2, Dolores
- Río Salado-Puente Autovía 2
- Río Samborombón- Puente Autovía 2
- Río Uruguay - Costanera de Colón
- Río Curro - Puente ruta 14
- Río Guauguaychú - Costanera Guauguaychú
- Río Paranacito - Puente ruta 14
- Río Paraná Guazú - Camping El Molino
- Río Paraná de las Palmas - Costanera Zárate
- Río Luján - Cruce Ruta 9



Fig. 1. Localización de los puntos de muestreo.

Evaluación de la resistencia

Las muestras fueron refrigeradas y procesadas dentro de las 24 horas. En cada punto de muestreo se evaluó la resistencia bacteriana a cromo (VI) mediante la determinación de la concentración inhibitoria mínima (CIM). El medio de cultivo empleado fue caldo nutritivo. El medio fue inoculado con 0,1 mL de agua de río e incubado a 28°C durante 7 días. La CIM es la menor concentración que presenta una inhibición total del crecimiento, determinada visualmente, al cabo del tiempo de incubación. A partir del tubo de mayor concentración que presenta desarrollo se aislaron las bacterias resistentes en agar nutritivo adicionado de cromo (VI) en la misma concentración y se confirmó el resultado de la CIM mediante un ensayo similar en policubetas para las bacterias individuales, empleando el mismo medio de cultivo adicionado con cromo (VI).

Determinación de cromo

El cromo total fue determinado mediante espectrofotometría de absorción atómica en un espectrofotómetro Hitachi Polarized Zeeman. El límite de detección para cromo fue de 0,003 mg/L.

Resultados

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. CIM y concentración de cromo

Punto de muestreo	CIM (mg/L)	Cromo total (mg/L)
A. Durazno	31	0,006
A. Chapadmalal	125	ND
A. Santa Elena	125	ND
Canal 5	31	0,004
Canal 9	125	0,008
R. Salado	125	0,011
R. Samborombón	62	0,011
R. Uruguay	62	ND
R. Curro	62	ND
R. Guauguaychú	62	ND
R. Paranacito	125	ND
R. Paraná Guazú	125	ND
R. P. de las Palmas	62	ND
Río Luján	62	ND

ND= No detectable (>0,003)

El valor máximo de CIM fue 125 mg/L. La concentración de cromo total más elevada obtenida fue de 0,011 mg/L en los ríos Salado y Samborombón, en sus cruces con la Autovía 2.

Discusión

En 18 muestras obtenidas en un estudio previo realizado en las cuencas de los ríos Reconquista, Matanza-Riachuelo y Río de la Plata (Fortunato et al., 2017) los valores de CIM obtenidos para cromo fueron de 1000 mg/L o superiores en el 83% de los casos. Este valor está en el orden de las resistencias más altas reportadas frente al metal en cepas aisladas de lugares extremadamente contaminados. La resistencia obtenida no pudo correlacionarse con la concentración de cromo en el agua, ni la de otros metales como cadmio, cobre, cinc y plomo. Tampoco con otros indicadores de contaminación corrientemente utilizados, como *Escherichia coli*, enterococos, DQO y DBO.

En este estudio se buscó investigar el alcance de la ubicuidad de esta resistencia. Se tomaron muestras en 7 puntos ubicados hacia el sur y norte del área urbana de Buenos Aires. Los resultados muestran que el área con alta resistencia a metales pesados se restringe aproximadamente a la zona del primer muestreo, que abarca la casi totalidad de las cuencas de los ríos Reconquista, Matanza Riachuelo y Río de la Plata desde Tigre hasta Punta Lara. En sitios lindantes los valores de CIM caen a cifras casi un orden más bajo. Es el caso de los valores hallados en el río Samborombón, a la altura del puente de la Autovía 2, o en el río Luján (Puente Autovía 9). El valor de CIM obtenido fue de 125, valor máximo alcanzado en todos los puntos de este muestreo. La concentración de cromo total en el agua sin embargo, presenta valores semejantes a los hallados en puntos del muestreo anterior. La concentración de cromo total en los ríos Samborombón y Salado fue de 0,011 mg/L, el mismo valor obtenido a la altura de Puente Alsina y Puente La Noria en el Riachuelo, donde la CIM para cromo fue superior a 1000 mg/L.

Existen por lo tanto factores que producen una elevada resistencia a cromo en los cursos de agua del área urbana de Buenos Aires y que no se han puesto de manifiesto en las cuencas analizadas en este estudio.

Puede existir resistencia cruzada entre contaminantes. Este hecho ha sido descripto para metales pesados (Fortunato et al., 2017). La resistencia cruzada no solo se presenta entre congéneres. Existen plásmidos capaces de acumular resistencia a tóxicos muy distintos

químicamente, como ser antibióticos, desinfectantes y metales pesados. El conjunto de contaminantes podría ser la causa de la resistencia y no solamente un contaminante individual.

Debe también tenerse en cuenta que la medida de un contaminante en la columna de agua refleja su valor en un cierto momento, mientras que los hechos que llevan a la aparición de la resistencia son el resultado de la exposición a lo largo del tiempo. La resistencia podría estar revelándonos entonces un registro de la contaminación histórica del lugar.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en ambos muestreos no permitieron establecer una relación entre los valores de CIM y las concentraciones de metal en los distintos puntos estudiados. Esto sugiere que la sola determinación del cromo no es suficiente para evaluar el impacto ambiental del metal. Es importante complementarla con otros estudios que revelen información adicional sobre la respuesta de las comunidades bacterianas expuestas. Es necesario seguir sumando evidencias para poder comprender las posibles causas y así plantear estudios estandarizados de las comunidades bacterianas que ayuden a una mejor caracterización de las aguas superficiales.

Agradecimientos

Este trabajo es parte del Proyecto de Sec. de Ciencia y Técnica, UBA: 20020170100555BA (UBACyT Programación Científica 2018-2020).

Referencias

- Fortunato, M.S., González, A.J., Baroni, S, et al., 2017. Resistencia y biodegradabilidad como complemento de estudios de la contaminación de aguas superficiales. Actas XXVI Congreso Nacional del Agua. Córdoba. Argentina
- Liu, Z., Wu, Y., Lei, C., et al. 2012. Chromate reduction by a chromate-resistant bacterium, *Microbacterium* sp. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 28:1585–1592.
- Rajá, C.E., Anbazhagan, K. y Selvam, G.S. 2006. Isolation and characterization of a metal-resistant *Pseudomonas aeruginosa* strain. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*; 22:577–585.
- Xu, L., Luod, M., Li, W., et al. 2011. Reduction of hexavalent chromium by *Pannonibacter phragmitetus* LSSE-09 stimulated with external electron donors under alkaline conditions. *J. of Hazardous Materials*, 185:1169–1176.



“Mi enemigo es el lobo”: posturas conservacionistas en relatos de pescadores artesanales del Estuario de Bahía Blanca

Daniela María Truchet^{1,2} y María Belén Noceti^{3,4}

¹ Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), Universidad Nacional del Sur (UNS) – CONICET. Camino La Carrindanga km 7,5, Bahía Blanca (B8000), Argentina.

² Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS) – San Juan 670, Bahía Blanca (B8000), Argentina.

³ Instituto de Investigaciones Económicas y Sociales del Sur (IIESS), Universidad Nacional del Sur (UNS) – CONICET, San Andrés 800, Bahía Blanca (B8000), Argentina.

⁴ Cátedra de Sociología, Departamento de Economía, Universidad Nacional del Sur (UNS), San Andrés 800, Bahía Blanca (B8000), Argentina.

Email: dmtruchet@iado-conicet.gob.ar

RESUMEN

El presente trabajo intenta dar cuenta de las posturas conservacionistas que se encuentran presentes en los relatos y diálogos con pescadores artesanales del Estuario de Bahía Blanca. Para lo cual, se tomaron como sustrato teórico los aportes de Gísli Pálsson (2001): el orientalismo, paternalismo y comunalismo con los seres no humanos. La metodología de estudio fue la entrevista etnográfica a 20 pescadores de este estuario patagónico y los relatos dieron cuenta de que las 3 posturas se encuentran yuxtapuestas en este colectivo, en tanto el orientalismo se haya en considerar a los seres no humanos como un aprovechamiento económico, el paternalismo en la acción de cuidar a otros seres y sus ciclos de vida que son de importancia para su trabajo y el comunalismo en el respeto que poseen por los seres no humanos vistos como “pares” en el mar atlántico sudoccidental.

Palabras claves: CONSERVACIONISMO - INTERCAMBIO DE SABERES - MARITIMIDAD

Introducción

La presente ponencia se enmarca dentro del Proyecto de Extensión, Universidad y Cultura titulado “Maritimidad, identidad y patrimonio cultural de los pescadores artesanales del sudoeste bonaerense”. Dicha iniciativa nació del encuentro entre especialistas provenientes de las ciencias biológicas y sociales en contextos de indagación en torno a la cultura pesquera del Estuario de Bahía Blanca (EBB). De esta manera, se fue tejiendo una red multidisciplinaria de investigadoras, estudiantes de grado y ONGs vinculadas a políticas de conservación de lo marítimo. En esta confluencia interpelamos nuestros marcos teórico-metodológicos para constituir nuevos recursos que nos permitan explicar procesos de constitución de sujetos-identidades, territorialidades y saberes propios que la ponen en juego pescadores artesanales cada vez que se apropian del Estuario. De este modo, las acciones desarrolladas desde proyectos de extensión universitaria, nos habilitó a alcanzar diálogos y desplegar vínculos e intercambio de

saberes entre el grupo de trabajo y pescadores del EBB a los fines de construir colectivamente conocimiento en torno a la relación humanos-no humanos en el espacio marítimo-costero.

A partir de una aproximación etnográfica en el territorio, tomando como informantes a la comunidad de pescadores artesanales, buscamos dar cuenta de saberes vigentes respecto del vínculo humanos-no humanos-espacio, y el “modo de ser pescador”. En el contexto específico del EBB, este modo de ser se construye en tanto resistencia cultural a las instancias de enajenación del espacio marítimo-costero a las que este colectivo de trabajadores se enfrenta desde hace más de 10 años dada la aplicación de políticas estatales de restricción en el acceso a zonas tradicionalmente de pesca (Noceti, 2017). Nuestro aporte como extensionistas supone dar a conocer el intercambio de saberes en aspectos conservacionistas culturales y ecológicos a partir de la antropología y la ecología que poseen herramientas que permiten disociar discursos obsoletos de la conservación que disocian razón de ser y sentir y proponen una

ética decolonizadora para pensar estrategias de conservación coparticipativas e integrales.

Al respecto de las posturas que son adoptadas para la conservación de las especies ictícolas, trabajos previos de Carman y González Carman (2016) en San Clemente del Tuyú denotan que las categorías de Pálsson se encuentran identificadas en los relatos de pescadores. Para el EBB, no se tiene información al respecto, a excepción de un estudio incipiente de Noceti (2017) en el que se analizan brevemente las mismas categorías conservacionistas, con grandes paralelismos entre distintas comunidades pesqueras. De esta manera, la presente ponencia intentará dar cuenta de las categorías conservacionistas que se hayan presente en relatos de colectivos pescadores artesanales del EBB. Dichas posturas son fundamentales para conocer cómo se cimienta la relación ser humano-no humano en ambientes marítimos para ser consideradas en cuestiones de gestión y conservación de los ecosistemas costeros pampeanos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El EBB es un área de clima templado que cubre 3.000 km² de la costa del Mar Argentino cuya magnitud sólo es superado por el de La Plata. Se diferencia de otros estuarios por poseer mayores ingresiones marinas que fluviales, siendo un humedal o ambiente de transición con contribuciones de pequeños arroyos que nacen en el complejo de Ventania en la Provincia de Buenos Aires (Perillo et al., 2001). Se asientan uno de los polos petroquímicos y centrales termoelectricas más grandes de América Latina y 4 de los puertos más importantes para la economía argentina. Los habitantes de las localidades costeras de General D. Cerri, Ing. White y Coronel Rosales basan la mayor parte de sus economías familiares en la actividad pesquera y portuaria (Noceti, 2013; 2017; 2018).

Metodología

La metodología fue de carácter etnográfico a partir de entrevistas semiestructuradas iniciadas en 2011 en la localidad pesquera de Villa del Mar. Con posterioridad, se ampliaron hacia otros sectores pesqueros como Gral. D. Cerri, Cnel. Rosales e Ing. White, obteniendo un total de 20 entrevistas. Estas se realizaron en los hogares de los pescadores, en los puertos y en las mismas embarcaciones. Respecto a la conservación y saberes ecológicos, se les preguntó cuál era la pesca que más les gustaba y por qué, que variaciones realizaban en el arte

de pesca según la especie, que especies dificultaban la pesca y por qué y cuáles eran aquellas que más les gustaban o resultaban más “carismáticas” del Estuario y por qué, entre otras.

Las respuestas fueron evaluadas a la luz de los aportes teóricos de Pálsson (2001) en tanto el orientalismo abarca una postura colonizadora y de explotación de recursos por el hombre, propias de la modernidad y de imposiciones del occidente. Esta posición distancia a la naturaleza de “nosotros”: seres humanos, desarrollados y superiores con poder de domesticar a la naturaleza para explotarla (Santos, 2001). El paternalismo se nutre de una reciprocidad equilibrada, en la que el ser humano tiene una responsabilidad sobre la naturaleza, o en otras palabras “aquellos que están dentro de la naturaleza”. Pálsson (2001) y con posterioridad Ferrero (2004) ubican estas posturas en los conservacionistas que adoptan medidas para la creación de ANP que sean protegidas de los seres humanos, aun disociando el ser humano del no humano, ya que somos responsables de la protección de lo natural, compartiendo similitudes con el anterior paradigma, en el que ubica al ser humano con supremacía sobre la naturaleza. El último es el comunalismo que rechaza la disyuntiva ser humano-no humano y perpetúan una dicotomía intrínseca (Gudynas, 2011). Bajo esta postura, los seres humanos como los no humanos se encuentran en estrecha cooperación y son tratados como iguales, con los mismos derechos (Gudynas, 2010; Berros, 2013). Esta reciprocidad es encontrada en pueblos originarios (Medrano, 2012).

Resultados

De los entrevistados, se observa una posición orientalista en algunos relatos de pescadores que aseguran que la pesca de determinadas especies es la que más les gusta por el rédito económico como el camarón y langostino. No obstante, en su mayoría esto no es compartido por todos los entrevistados porque es una pesca que demanda tiempo de procesado y admiten que la mejor pesca es la del lenguado *Paralichthys orbignyanus* y el pejerrey *Odontesthes sp.* ya que les permite emplear sus destrezas como pescadores y su virilidad frente a un pez. Este relato da cuenta de una postura comunalista en la que el “otro” (pez) es visto como un igual, con el que debe enfrentarse si quiere cazarlo. Entre otras conversaciones, hemos podido rescatar a esos “enemigos” naturales para el pescador, tratados como “pares” porque ponen en peligro la pesca o para ellos mismos: entre ellos se encuentra, *Myliobatis goodei* (chucho) y *Otaria flavescens*

(lobo marino) el más mencionado al romper las redes y otros seres humanos vistos como “ajenos” al mar, como los empresarios del polo petroquímico, a quienes adjudican la merma de las especies ictícolas. Relatos paternalistas son observados en las artes de pesca empleados, ya que los pescadores conocen los ciclos bioecológicos de las especies, sus épocas reproductivas y alimenticias y cuándo es apto pescar determinadas especies para respetar la regeneración de la población. Por otro lado, las redes tejidas por ellos, no sólo respetan las condiciones geomorfológicas del estuario, sino que también evitan la captura de especies indeseadas. Finalmente, esta posición también es fuertemente encontrada en la protección de las especies carismáticas como las tortugas (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Dermochelys coriacea*) y el delfín franciscano *Pontoporia blainvillei*. En caso de ser retenidas en las redes, todos los pescadores las recuperan vivas para ONGs dedicadas al rescate y recuperación de la fauna, o en el caso de encontrarse muertas por el tiempo que fueron retenidas accidentalmente en las redes, son donadas para trabajos en instituciones científicas con referentes con quienes los pescadores tengan una relación de cooperación establecida.

Discusión y conclusiones

Esta ponencia es una primera aproximación de las posturas conservacionistas que se encuentran en los relatos obtenidos de pescadores artesanales del EBB. En general, se presentaron posturas paternalistas, seguidas de aquellas comunales y en menor medida orientalismo, que sólo se encuentra cuando la mejor pesca es la que mejor rinde económicamente, aunque no es ampliamente mencionado como en trabajos de Carman y González Carman (2016) y González Carman y Carman (2018). Es fundamental señalar que estos trabajos intentaron desentramar los saberes de los pescadores a través de propuestas conservacionistas paternalistas que consideraban cierto tipo de reconversión pesquera por anzuelo para evitar la pesca accidental de lobos, tortugas y delfines. Sin embargo, los pescadores del EBB, lejos de considerar cualquier tipo de reconversión (Noceti y Irisarri, 2015), también poseen una mirada yuxtapuesta de ambas posturas: comprenden al mar y a sus seres no humanos como pares, a quienes hay que respetar para convivir en armonía con ellos. Poseen “enemigos naturales”, quienes les hacen perder la pesca y a quienes incluso tienen identificados y conocen sus comportamientos, aunque el ser humano es visto

como el principal agente causante de la pérdida pesquera. De esta manera, concluimos que la extensión universitaria es una herramienta poderosa para el intercambio de saberes ecológicos y culturales entre grupos académicos y pobladores locales. Los diálogos resultantes de estos espacios, son fundamentales para considerar estrategias de manejo y conservación de todos los seres que cohabitan los ambientes marítimos.

Referencias

- Berros, V. 2013. El estatuto jurídico de la naturaleza en debate (meulen en el mundo del derecho). *Revista de Derecho Ambiental*, 36:1–19.
- Carman, M. y González Carman, V. 2016. La fragilidad de las especies: tensiones entre biólogos y pescadores artesanales en torno a la conservación marina. *Etnográfica*, 20(2):411–438.
- González Carman, V. y Carman, M. 2018. A coexistence of paradigms: Understanding human–environmental relations of fishers involved in the bycatch of threatened marine species. *Conservation and Society*, 16(2):205–216.
- Gudynas, E. 2010. La senda biocéntrica: valores intrínsecos, derechos de la naturaleza y justicia ecológica. *Revista Tabula Rasa*, 13:45–71.
- Gudynas, E. 2011. Los derechos de la Naturaleza en serio. Respuestas y aportes desde la ecología. En Acosta, A. y Martínez, E. (Eds.) *La Naturaleza con Derechos. De la filosofía a la política*. AbyaYala y Universidad Politécnica Salesiana, Quito, Ecuador.
- Ferrero, B.G. 2004. Conservación y comunidades: una introducción. *Avá: Revista de Antropología*, 24:11–33.
- Medrano, M.C. 2012. Saber de peces: una aproximación a la etnoictiología qom (toba) en el centro–este de la provincia de Formosa (Argentina). *V Congreso Argentino de Limnología (CAL5)*, Santa Fe (Argentina).
- Noceti, M.B. 2013. Tejedores de redes, pescadores y anécdotas que se desvanecen. Miradas antropológicas en torno a saberes y modo de vida de pescadores artesanales en el sudoeste bonaerense. *VII Jornadas Santiago Wallace de Investigación en Antropología Social*.
- Noceti, M.B. y Irisarri, M.J. 2015. Museo de la pesca artesanal en la localidad de Villa del Mar: Resistencia a las políticas de exclusión del mar. *Actas de las VI Jornadas en Investigación en Humanidades*. Homenaje a Cecilia Borel, Bahía Blanca, UNS.
- Noceti, M.B. (2017). ¿Reserva, puerto o ría? Conflicto socioambiental en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Etnografías Contemporáneas*, 3(4):64–91.
- Noceti, M.B. (2018). Maritimidad vs Maritimización, Ontologías y Territorialidades en disputa en el sudoeste bonaerense, Argentina. *Conferencia Magistral, México*.
- Pálsson, G. 2001. Relaciones humano ambientales: orientalismo, paternalismo y comunismo. En: Descola, P. y Pálsson, G. (Eds.): *Naturaleza y Sociedad perspectivas antropológicas*. México, Siglo XXI, pp. 80–100.
- Santos, B. de S. 2001. El fin de los descubrimientos imperiales. *Revista Chiapas*, 11.



La acuicultura ecológica del pejerrey en jaulas flotantes como alternativa productiva

Vivian Yorojo Moreno¹, Javier R. García de Souza¹, Miriam E. Maroñas¹, Juan Martín Paredes del Puerto¹, Manuel Rodríguez², Patricia Riat³, Carolina Monti¹ y Darío C. Colautti¹

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET – UNLP- asociado CIC) – Boulevard 120 y 62, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² Facultad de Ciencias Naturales y Museo – Universidad Nacional de La Plata (UNLP) 122 y 60, La Plata, Buenos Aires, Argentina.

³ Laboratorio de Etnobotánica y Botánica Aplicada - Facultad de Ciencias Naturales y Museo – Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Boulevard 120 y 64, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
Email: javiergds@ilpla.edu.ar

RESUMEN

Mediante un trabajo colaborativo con los propietarios y el personal de clubes de pesca ubicados en lagunas bonaerenses se aplicó la técnica de Acuicultura Ecológica de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) utilizando jaulas flotantes. El objetivo fue realizar un intercambio de saberes para evaluar si este modelo de acuicultura es una alternativa productiva viable para la región. Se realizaron experiencias de cría utilizando jaulas construidas en talleres participativos, además de charlas y entrevistas con los/as trabajadores/as, quienes tuvieron un rol activo en el cultivo, realizando tareas de control y manejo. Los resultados demuestran que mediante este sistema es posible la producción sustentable de peces y el desarrollo de emprendimientos que sigan los criterios de la Acuicultura Ecológica.

Palabras claves: PEJERREY - JAULAS FLOTANTES - LAGUNAS PAMPEANAS

Introducción

Desde hace más de 15 años los/as integrantes del laboratorio de Ecología de Peces del ILPLA, trabajan en el desarrollo e implementación de la tecnología de cría de pejerrey (*Odontesthes bonariensis* Valenciennes, 1835), en jaulas flotantes adaptadas a las características de las lagunas de la provincia de Buenos Aires. La aplicación de esta técnica ha arrojado resultados alentadores partiendo de la siembra de larvas recién eclosionadas provistas por la Estación Hidrobiológica de Chascomús (EHCh). El equipo de trabajo ha avanzado en el desarrollo de pautas de manejo y ha determinado que las lagunas pampeanas son aptas para el desarrollo de una acuicultura extensiva en jaulas, que siga los criterios fundamentales de la Acuicultura Ecológica (Costa-Pierce, 2002). Se trata de un modelo alternativo de cultivo basado en el enfoque ecosistémico que promueve el desarrollo sostenible, la equidad y la resiliencia de sistemas ecológico-sociales interconectados (FAO, 2011). Este concepto implica que se

produzcan peces teniendo en cuenta los saberes, capacidades, necesidades y pareceres de la población asociada. Durante los últimos tres años, se han llevado adelante acciones de vinculación tendientes a establecer pautas de manejo que posibiliten transformar esta técnica en una alternativa productiva viable y de sencilla aplicación. El objetivo de este trabajo es presentar los resultados de una experiencia de transferencia en la cual, con la participación de propietarios/as y trabajadores/as de dos clubes de pesca, se llevaron a cabo experimentos de cultivo de pejerrey en jaulas flotantes siguiendo la perspectiva de la Acuicultura Ecológica. En el enfoque ecosistémico que promueve el desarrollo sostenible, la equidad y la resiliencia de sistemas ecológico-sociales interconectados (FAO, 2011). Este concepto implica que se produzcan peces teniendo en cuenta los saberes, capacidades, necesidades y pareceres de la población asociada. Durante los últimos tres años, se han llevado adelante acciones de vinculación tendientes a establecer pautas de

manejo que posibiliten transformar esta técnica en una alternativa productiva viable y de sencilla aplicación. El objetivo de este trabajo es presentar los resultados de una experiencia de transferencia en la cual, con la participación de propietarios/as y trabajadores/as de dos clubes de pesca, se llevaron a cabo experimentos de cultivo de pejerrey en jaulas flotantes siguiendo la perspectiva de la Acuicultura Ecológica.

Metodología

La experiencia se llevó a cabo de manera simultánea en dos clubes de pesca emplazados a la vera de las lagunas Vitel (35°31'44.03"S; 58° 6'45.47"O) y San Lorenzo (36° 4'53.59"S; 58° 1'17.19"O). A través de charlas con los propietarios de los establecimientos se pautó un plan de trabajo y la disponibilidad de tiempo del personal para llevar adelante los proyectos. Se realizaron talleres participativos (Ander Egg, 1991) con los/as trabajadores/as de los clubes, se construyó en cada laguna una jaula modelo siguiendo a Colautti et al. (2010), quedando a cargo de ellos/as la construcción de tres más (Fig. 1). En total se instalaron 8 jaulas, 4 en cada laguna (Fig. 2), para la realización de dos experimentos que involucraron la participación de los/as trabajadores/as en tareas de control y mantenimiento.



Fig. 1. Trabajadores del "Club Laguna Vitel" durante uno de los talleres de construcción de jaulas flotantes.

En el primer experimento (E1) se sembraron 2 jaulas de cada laguna con 5000 larvas de pejerrey en cada una (largo total <10 mm) procedentes de la EHCh y se mantuvieron durante 30 días. Para el segundo experimento (E2) los peces obtenidos del primero se dividieron en 4 jaulas por laguna. Se colocaron 600 individuos por jaula y se mantuvieron durante 165 días. En el transcurso de ambos experimentos se realizó un monitoreo del ambiente y se tomaron muestras de los peces para evaluar su crecimiento y supervivencia, en

algunas ocasiones acompañados por los/as trabajadores/as.

A lo largo de los experimentos y hasta la actualidad, se realizan charlas informales con todos/as los/las trabajadores/as involucrados/as y entrevistas con un referente de cada club (Martin, 1995; Cotton, 1995). Todas las experiencias fueron y están siendo documentadas a través de anotaciones, grabaciones y registros audiovisuales.

Resultados

Los talleres participativos de construcción de jaulas resultaron efectivos, ya que no sólo se construyeron eficazmente la cantidad de jaulas necesarias para los experimentos, sino que pudieron incorporarse innovaciones constructivas sugeridas por los/as participantes. La interacción con los/as participantes permitió realizar los experimentos de manera colaborativa y obtener grandes cantidades de juveniles de pejerrey.



Fig. 2. Trabajadores del club de pesca "Laguna La Boca" durante la instalación de una de las jaulas flotantes en la laguna San Lorenzo.

Respecto a los experimentos, para E1 el crecimiento de los peces fue significativamente mayor en Vitel (Fig. 3). La supervivencia de los peces resultó del 71% en Vitel y del 57% en San Lorenzo. Los peces obtenidos, en los dos ambientes o grupos de jaulas (20 - 30 mm de largo total) pudieron ser utilizados en el E2.

En E2 el crecimiento de los peces se invirtió, pasando a ser mayor en San Lorenzo que en Vitel (Fig. 4). La supervivencia fue mayor al 70% en casi todas las jaulas. Al finalizar los 165 días de experimentación los peces fueron liberados en sus respectivas lagunas.

A lo largo de todo el período de experimentación los/as trabajadores/as nos mantuvieron informados de las condiciones climáticas que podrían afectar los cultivos (por ejemplo, tormentas y vientos) y de las acciones que

realizaron ya sean aquellas pautadas previamente como otras espontáneas, como la reparación de jaulas.

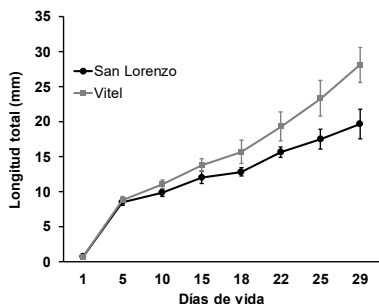


Fig. 3. Longitud total media y dispersión de los alevinos mantenidos en las jaulas de las dos lagunas.

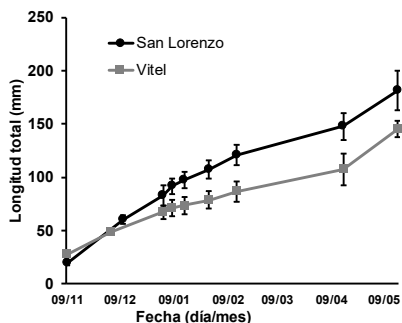


Fig. 4. Longitud total media y dispersión de los pejerreyes mantenidos en las jaulas de las dos lagunas.

A partir de las charlas informales acerca del trabajo realizado pudo percibirse un alto grado de concientización y satisfacción acerca de los resultados obtenidos. Mostraron sorpresa ante el hecho de que con un mínimo de trabajo se pudiera completar un ciclo de cría desde larvas hasta juveniles usando jaulas flotantes y sin agregar alimento artificial: “¿Estos peces los sacaste de nuestras jaulas?” (Comentó J. O. hombre de 60 años, al finalizar el ciclo de cultivo en la laguna Vitel). “Ya están casi para ser pescados, ¿no se van a escapar por el arroyo?” (Comentó Susana Rodríguez, mujer de 59 años, al finalizar el ciclo de cultivo en la laguna San Lorenzo). A partir de éstas y otras expresiones registradas durante las charlas y las entrevistas se pudo percibir un alto grado de compromiso, motivación e interés, lo que permite inferir

acerca de la continuidad de esta valiosa vinculación en el tiempo.

Discusión y conclusiones

Las acciones realizadas de manera colaborativa y desde el enfoque de la Acuicultura Ecológica en las lagunas Vitel y San Lorenzo amerita pensar que los resultados son alentadores. En este sentido, el compromiso demostrado por los/as empleados/as de los respectivos clubes de pesca ha sido muy importante para la realización de los experimentos, y las producciones obtenidas demuestran que es posible realizar las actividades necesarias en conjunto: investigadores e interesados/as locales. Usando este modelo como herramienta, es posible desarrollar un emprendimiento sostenible capaz de generar ingresos y puestos de trabajo, teniendo en cuenta los saberes académico-científicos y locales. A futuro se espera que se involucren más participantes (de estos y otros establecimientos y lagunas) en el desarrollo de las actividades, propiciando la generación de efectos individuales y colectivos que se vean reflejados en su continuidad. Los resultados muestran que la acuicultura de pejerrey en jaulas flotantes puede ser una opción que contribuya al fortalecimiento de la identidad regional, y al mejoramiento de las economías familiares de personas cuyas historias de vida están íntimamente vinculadas a las lagunas y sus recursos.

Referencias

- Ander Egg, E. 1991. *El taller, una alternativa para la renovación pedagógica*. Ed. Magisterio del Río de la Plata.
- Colautti, D.C., García de Souza, J.R., Balboni, L. y Baigún, C.R.M. 2010. Extensive cage culture of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in a shallow pampean lake in Argentina. *Aquaculture Research*, 41(10):376-384.
- Costa-Pierce, B.A. (Ed.). 2008. *Ecological aquaculture: the evolution of the blue revolution*. Wiley-Blackwell Oxford. 373 pp.
- Cotton, C.M. 1996. *Ethnobotany: principles and applications*. John Wiley & Sons. New York. 424 pp.
- FAO. 2011. Desarrollo de la Acuicultura. 4. Enfoque ecosistémico a la acuicultura. *FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable*. No. 5, Supl.4. 60p.
- Martin, G.J. 1995. *A methods manual*. Chapman and Hill, London. 251 pp.



El presente libro digital intenta transformarse en un espacio de consulta y referencia para aquellos interesados en algunos de los temas abordados en el X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos.

Su libre disponibilidad en la web facilita el acceso y posibilita mayor visibilidad.

El lema convocante fue Encuentro de Saberes para la gestión responsable que se expresa en cada una de las páginas que conforman esta memoria.

Los EMEAPs recorrieron diferentes ciudades a lo largo de la región pampeana: Junín, La Plata, Tandil, Chascomús, Santa Rosa, Luján, Río Cuarto, Buenos Aires y Azul. Cada edición tuvo su propia e irrepetible impronta dada por diferentes miradas, participación, perfiles, ideas, momentos, oportunidades, convocatorias, pero siempre bajo el objetivo común de compartir conocimiento para optimizar la gestión de los ambientes acuáticos que forman parte del paisaje pampeano. Desde esa mirada fue elaborada la presente obra y contiene en su interior, la huella de sus autores comprometidos con estos únicos y peculiares ecosistemas únicos.